

Utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet i EUs Rammedirektiv for vann

Cedric Baum



Masteroppgave ved Økonomisk institutt

UNIVERSITETET I OSLO

Mai 2010

Utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse
og prinsippet om kostnadseffektivitet i EUs
Rammedirektiv for vann

© Cedric Baum

2010

Utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet i
EUs Rammedirektiv for vann

Cedric Baum

<http://www.duo.uio.no/>

Trykk: Reprosentralen, Universitetet i Oslo

Sammendrag

I denne oppgaven diskuteres utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet som metode ved gjennomføring av EUs Vanndirektiv.

Vanndirektivets hovedmål er å oppnå *god tilstand* i alle vannforekomster innen femten år etter ikrafttreddelsen.

For å nå direktivets mål skal det utarbeides et kostnadseffektivt tiltaksprogram. I oppgaven diskuteres utfordringer ved å sette sammen tiltaksprogrammet etter prinsippet om kostnadseffektivitet: Hvilke forutsetninger som må være oppfylt for å kunne rangere tiltak etter prinsippet om kostnadseffektivitet, og hvorfor tiltakenes effekter bør kunne måles i samme måleenhet for å kunne sammenlignes direkte.

I diskusjonen påpekes det at man i prinsippet må kjenne enkelttiltakenes grensekostnader for å kunne sette sammen en kostnadseffektiv tiltaksplan. Ofte oppgis imidlertid kun tiltakenes total- eller gjennomsnittskostnad. I oppgaven påpeker jeg de begrensinger en må være oppmerksom på dersom en bruker gjennomsnittskostnad som estimat for tiltakenes marginalkostnader.

Kostnadseffektivitetsanalyse krever at effektene av tiltak skal måles i samme måleenhet for å foreta en direkte sammenligning av deres bidrag til å nå direktivets mål. For Vanndirektivet er målet sammensatt og det er derfor ikke hensiktsmessig å måle effektene i samme enhet. Diskusjonen avsluttes med å vurdere ulike formål ved gjennomføring og oppsummering av kostnadseffektivitetsanalyse.

Ved utarbeidelse av en tiltaksplan for å oppfylle Vanndirektivets mål vil det derfor ikke i praksis være mulig å rangere enkelttiltak entydig kun ved hjelp av kostnadseffektivitetsanalyse. Dette skyldes først og fremst at målsettingen består av flere delmål som ikke uten videre kan sammenlignes.

En må derfor velge en egnet metode for å kunne sammenligne effekter - dette kan være skjønnmessig vurdering eller bruk av nytte- kostnadsanalyse der alle effektene måles i kroner og øre. Hvis det ikke er hensiktsmessig å velge en slik metode må man avstå fra en entydig rangering av tiltak.

Forord

Denne oppgaven er skrevet som avsluttende oppgave for et toårig masterstudium i samfunnsøkonomi ved Økonomisk institutt ved Universitetet i Oslo for graden Master of Philosophy in Economics.

Jeg vil takke min veileder Karine Nyborg ved Økonomisk institutt for all støtte i arbeidet med denne oppgaven. Hennes inspirerende innspill og konstruktive kommentarer har vært til uvurderlig hjelp for meg.

Jeg ønsker å takke Jo Halvard Halleraker og Hilde Kyrkjebø ved Direktoratet for Naturforvaltning for nyttige innspill i idé fasen av oppgaven. Jeg vil også takke min bror Peter for verdifulle kommentarer.

En spesielt stor takk til min kjære Ingvild for tålmodighet og oppmuntring gjennom hele prosessen, din støtte har vært uvurderlig.

Eventuelle feil og uklarheter i teksten er mitt ansvar alene.

Oslo, mai 2010

Cedric Baum

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	1
2	Rammedirektivet for vann.....	3
2.1	Forvaltningsplanen	5
2.2	Tilstandsvurdering og overvåkning	5
2.3	Tilstandsvurdering og overvåkning av overflatevann.	5
2.4	Tilstandsvurdering og overvåkning av grunnvann.	7
2.5	Økonomiske metoder i Vanndirektivet.....	7
2.5.1	Kostnadsdekning av vanntjenester	7
2.5.2	Vedlegg III i Vanndirektivet	8
2.6	Karakteristikk av vannregionen og basisalternativet.....	9
2.7	Tiltaksprogrammet.....	10
3	Prinsipper og metoder for sammensetning av tiltaksprogrammet.....	11
3.1	Nytte- kostnadsanalyse	11
3.2	En analytisk fremstilling av nytte- kostnadsanalyse.....	14
3.3	Kostnadseffektivitetsanalyse	17
3.3.1	Kostnadseffektivitetsprinsippet.....	18
4	Tiltaksprogrammet, et praktisk eksempel	24
4.1	Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015	24
4.2	Konsekvensanalyse.....	24
4.3	Tiltak.....	26
4.3.1	Sur nedbør (Försurning)	28
4.3.2	Miljøgifter	28
4.3.3	Fysiske endringer	28
4.3.4	Drikkevann	28
4.3.5	Eutrofiering (Övergödning).....	30
5	En diskusjon av kostnader, effekter og analysens formål	34
5.1	Utfordringer ved utarbeidelsen av tiltaksprogram for å nå Vanndirektivets mål.	34
5.1.1	Kostnader	34
5.1.2	Effekter.....	39
5.1.3	Kvantitativt effektmål	39
5.1.4	De kvalitative effektmålene	39

5.2	Kostnadseffektivitetsanalysens formål	42
5.2.1	En streng rangering av tiltak	42
5.2.2	Best mulig informasjon om tiltakene.	43
6	Oppsummering og konklusjon	47
	Litteraturliste	48

Tabell 1.	Generell definisjon av tilstand for vassdrag, innsjøer, overgangsvann og kystvann ..	6
Figur 1.	Kostnadseffektiv tilpasning.	19
Figur 2.	Rensekostnadene til firma <i>i</i>	21
Tabell 2.	Utdrag av tabell 48 i tiltaksprogrammet for Västerhavet: Sammanfattning av konsekvensanalys för åtgärder inom Västerhavets vattendistrikt.	25
Tabell 3.	Verdsatt effektivitet og enhetskostnad for fysiske tiltak som foreslås i tiltaksprogrammet for Västerhavets vattendistrikt.	29
Figur 3.	Eksempel på mulige tiltak mot avrenning av næringssalter i landbruket.....	31
Figur 4.	Eksempel på en kostnadseffektiv tiltakskombinasjon mot eutrofiering.	32
Figur 5.	Proporsjonale kostnader.	35
Figur 6.	Kvadratiske kostnader.	36

1 Innledning

Den Europeiske Unions Rammedirektiv for vann (EU 2000) er gjort gjeldende i Norge som del av EØS-avtalen, og innført i norsk regelverk gjennom Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Miljøverndepartementet 2006). Rammedirektivet for vann (heretter kalt Vanndirektivet eller direktivet) har som målsetting å bevare og forbedre vannkvalitet og vannmiljøet for fellesskapet. Direktivet krever at dets målsetninger skal oppnås innen femten år etter ikrafttreddelsen. For EUs medlemsland er tidsfristen 2015. For Norge er fristen satt fra ikrafttreddelse av Forskrift om rammer for vannforvaltningen, vedtatt 1.1.2007 (Miljøverndepartementet 2006).

Vanndirektivet organiserer forvaltningen av vann og vannmiljøet i Norge og resten av Europa etter helhetlige og økosystembaserte metoder og prinsipper. Forvaltningsgrensene skal bestemmes av grensene til nedbørsfelt og tilhørende kystområder. Direktivets mål skal ses i sammenheng for overflatevann og grunnvann. Målene, som inkluderer vannkvalitet, vannkvantitet og biologisk mangfold, skal ses under ett (EU 2000).

Samlet sett er direktivets overordnede mål *god tilstand* i alle vannforekomster innen femten år etter direktivets ikrafttreddelse (EU 2003).

For å oppnå direktivets miljømål skal det utarbeides forvaltningsplaner og tiltaksprogram for vannregionene i EUs medlemsland og Norge. Tiltaksprogrammet skal settes sammen etter prinsippet om kostnadseffektivitet, og ifølge veilederen for gjennomføringen av den økonomiske analysen skal kostnadseffektivitetsanalyse brukes for å etterkomme dette prinsippet (EU 2003). Med dette som grunnlag er problemstillingen for oppgaven:

Diskusjon av utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet som metode ved gjennomføring av EUs Vanndirektiv.

Kostnadseffektivitetsanalyse er en form for samfunnsøkonomisk analyse som svarer på hvordan man når et gitt mål til minste mulige kostnad (Perman et al. 2003). Det er en metode som ofte brukes når det er vanskelig eller uhensiktsmessig å verdsette nyttesiden av et prosjekt i penger. Kostnadseffektivitetsanalyse er et spesialtilfelle av nytte- kostnadsanalyse. I

nytte- kostnadsanalyse verdsettes nytte og kostnader av et prosjekt i penger. Resultatet av en slik analyse kan under visse forutsetninger tolkes normativt slik at det er mulig å vurdere om et prosjekt er velferdsforbedrende eller ikke.

I denne oppgaven blir ikke spørsmålet om hvorvidt Vanndirektivets mål er velferdsforbedrende diskutert. For å gi et utfyllende svar på det kreves en diskusjon av hvilke sosiale institusjoner som styrer bruken av vann, og hva som er den mest hensiktsmessige måten å allokere Europas vannressurser på¹.

Hovedfokuset i denne oppgaven er dagens vannforvaltning og hvordan økonomisk teori og prinsipper blir brukt i gjennomføringen av Vanndirektivet og utarbeidelsen av tiltaksprogrammet. Spørsmålene som blir belyst i oppgaven er:

- Hva er formålet ved bruk av kostnadseffektivitetsanalysen, å være metodetro eller presentere informasjon for bedre beslutninger?
- Ved valg og prioritering av tiltak, hvordan skal effekter og kostnader av tiltak måles og beregnes?

For å svare på disse spørsmålene begynner vi i kapittel 2 med en beskrivelse av Vanndirektivet. Kapittel 3 er en gjennomgang av det teoretiske grunnlaget for kostnadseffektivitetsanalyse og kostnadseffektivitetsprinsippet. Kapittel 4 er en presentasjon av et svensk tiltaksprogram, ”Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015”².

Kapittel 5 inneholder en oppsummerende diskusjon av praktisk bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet i Vanndirektivet. Det svenske tiltaksprogrammet brukes som eksempel i diskusjonen. Det konkluderes med at kostnadseffektivitetsanalyse bør brukes som metode for å fremskaffe informasjon til å styrke grunnlaget for beslutninger, ikke primært for å gi entydige rangeringer av tiltak. Konklusjonen begrunnes i begrensninger i informasjon om tiltakenes kostnader, spesielt marginalkostnaden, og mangelen på et felles effektmål for å vurdere tiltakenes egnethet for oppnåelse av direktivets mål.

¹ For en diskusjon av institusjoners betydning for vannforvaltning, se Griffin (2006).

² For begrepet ”vattendistrikt” brukes vannregion i den norske oversettelsen av vannrammedirektivet.

2 Rammedirektivet for vann

Rammedirektivet for vann (EU 2000)³ ble vedtatt av Europaparlamentet 22. desember 2000. Direktivet etablerer et rammeverk for forvaltningen av alle vannforekomster i EU og Norge. Direktivets overordnede målsetting er å oppnå *god tilstand* i alle vannforekomster innen femten år av direktivets ikrafttredelse.

Vanndirektivets formål er spesifisert i artikkel 1.

Artikkel 1

Formålet med dette direktiv er å fastsette en ramme for vern av innlands overflatevann, overgangsvann, kystvann og grunnvann for å

- a) forebygge ytterligere forringelse og beskytte og forbedre tilstanden til vannøkosystemer og, med hensyn til vannbehov, også jordøkosystemer og våtmarksområder som er direkte avhengige av vannøkosystemene,*
- b) fremme bærekraftig bruk av vann basert på langsiktig vern av tilgjengelige vannressurser,*
- c) sikte mot styrket vern og forbedring av vannmiljøet, blant annet gjennom spesielle tiltak for gradvis reduksjon av utslipp og tap av prioriterte stoffer og opphør eller utfasing av utslipp og tap av prioriterte farlige stoffer,*
- d) sikre gradvis reduksjon av forurensning av grunnvann og forebygge ytterligere forurensning, og*
- e) bidra til å bøte på virkningene av flom og tørke*

(EU 2000, s. 8)

Det presiseres i artikkel 1 at direktivet skal bidra til å sikre tilstrekkelig forsyning av overflatevann og grunnvann av god kvalitet. Dette anses som nødvendig for bærekraftig, balansert og rimelig bruk av vann. Oppfyllelse av formålene skal gi en vesentlig reduksjon av forurensning av grunnvann og bidra til vern av sjøterritorier og havområder. Direktivet skal også bidra til oppfyllelse av relevante internasjonale avtaler (EU 2000).

³ Hvis ikke annet er oppgitt, er all informasjon i dette kapitelet hentet fra Utenriksdepartementets oversettelse av rammedirektivet for vann.

Vannet dette direktivet omfatter er alle innlandsvannforekomster over og under bakken og sjøvann ut til en nautisk mil fra land⁴. I punkt a) i artikkel 1 blir vann presentert som en integrert del av sine naturlige omgivelser. Det følger at formålet til direktivet ikke skal vurderes isolert for vannforekomstene men også gjelde for det økologiske system som de er en del av. Punktene b) og c) tar for seg menneskelig påvirkning og bruk av vannforekomstene.

Direktivet definerer bruk av vann til å omfatte:

«Bruk av vann»: vanntjenester sammen med eventuell annen virksomhet som fastsatt i artikkel 5 og vedlegg II, som har vesentlig innvirkning på vannets tilstand. Dette begrepet gjelder for artikkel 1 og den økonomiske analysen utført i samsvar med artikkel 5 og vedlegg III bokstav b).

(EU 2000 s. 12)

En definisjon av vanntjenester følger. "Bruk av vann" kan i følge denne definisjonen omfatte alt fra oppdrettsanlegg til vann- og avløpssystemet. Kriteriet det måles etter er om vannbruken har vesentlig innvirkning på vannets tilstand. Artikkel 5 krever at det foretas en analyse av nedbørsfeltets egenskaper, en vurdering av miljøvirkningene av menneskelig virksomhet og en økonomisk analyse av vannbruken i nedbørsfeltet. Hvilke egenskaper ved nedbørsfelt som skal beskrives er oppført i vedlegg II i direktivet og i vedlegg III, som spesifiserer innholdet i den økonomiske analysen (EU 2000).

Direktivet definerer:

«Vanntjenester»: alle tjenester som for husholdninger, offentlige institusjoner eller andre økonomiske virksomheter stiller til rådighet

a) uttak, oppsamling, lagring, behandling og distribusjon av overflatevann eller grunnvann,

b) oppsamlings- og behandlingsanlegg for spillvann med etterfølgende utslipp i overflatevann.

(EU 2000 s.11)

⁴ For en presis definisjon av de ulike vannforekomstene, se direktiver (EU 2000) eller vannforskriften (Miljøverndepartementet 2006).

Hensikten med vanntjenestene er å endre vann fra dets naturlige tilstand og tilpasse det til veldefinerte sluttbrukere. Vanntjenester innebærer også behandling av ”brukt” vann slik at vannet kan tilbakeføres til naturen uten å forårsake skade. Brukere av vanntjenester skal minst kategoriseres i sektorene industri, landbruk og husholdninger (EU 2000).

2.1 Forvaltningsplanen

Den praktiske gjennomføringen av vanndirektivet skjer gjennom utarbeidelsen av en forvaltningsplan og et tilhørende tiltaksprogram i den enkelte vannregion⁵.

Forvaltningsplanen skal inneholde alt det vanndirektivet etterspør.

Forvaltningsplanen gir en klassifisering og en tilstandsbeskrivelse av vannforekomstene i vannregionens nedbørfelt. Vannforekomstene skal klassifiseres etter kvalitet, mengde og biologisk mangfold. Når den første klassifiseringen er gjort, skal det foregå en hensiktsmessig overvåkning av miljøtilstanden i vannforekomstene.

2.2 Tilstandsvurdering og overvåkning

Tilstanden til vannforekomstene skal utformes etter miljømålene beskrevet i artikkel 4 i direktivet. For vannforekomster som ikke tilfredsstiller direktivets miljømål skal det utarbeides hensiktsmessige tiltak. Disse tiltakene skal iverksettes for å tette avstanden mellom vannforekomstene tilstand og direktivets miljømål.

Vannforekomstene er delt i to hovedgrupper ved klassifisering av tilstand: overflatevann og grunnvann. Det er utarbeidet to hovedklassifiseringsskalaer for å kunne vurdere vannforekomstenes tilstand, en for overflatevann og en for grunnvann.

2.3 Tilstandsvurdering og overvåkning av overflatevann.

For overflatevann er det utarbeidet en femtrinnskala. På skalaen er *god kvalitet*, som er Vanndirektivets krav, det nest høyeste nivået for tilstanden til en vannforekomst. Tabellen nedenfor viser skalaen for vurdering av økologisk tilstand i overflatevann. Det er tilsvarende

⁵ For en presis definisjon av vannregion, se direktiver (EU 2000) eller vannforskriften (Miljøverndepartementet 2006).

tabeller for overvåkning og klassifisering av overflatevann etter de øvrige miljømålene i direktivet⁶.

Tabell 1. Generell definisjon av tilstand for vassdrag, innsjøer, overgangsvann og kystvann

<i>Svært god tilstand</i>	<i>God tilstand</i>	<i>Moderat tilstand</i>	<i>Utilfredsstillende tilstand</i>	<i>Dårlig tilstand</i>
<i>Det er ingen, eller bare ubetydelige, menneske skapte endringer i verdiene for fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst i forhold til dem som normalt forbindes med denne typen under berørte forhold. Verdiene for biologiske kvalitetselementer for overflatevannforekomsten tilsvarer dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold, og viser ingen, eller ubetydelige, tegn på endring. Det dreier seg om typespesifikke forhold og samfunn.</i>	<i>Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold.</i>	<i>Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst avviker moderat fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under berørte forhold. Verdiene viser moderate tegn på endring som følge av menneskelig virksomhet og er vesentlig mer endret enn under forholdene for god tilstand.</i>	<i>Vann som viser tegn på omfattende endringer av verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst, og der de relevante biologiske samfunn avviker vesentlig fra det som normalt forbindes med typen overflatevannforekomst under uberørte forhold, klassifiseres som utilfredsstillende.</i>	<i>Vann som viser tegn på alvorlige endringer av verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst, og der store deler av de relevante biologiske samfunn som normalt forbindes med typen overflatevannforekomst under uberørte forhold, er fraværende, klassifiseres som dårlig.</i>

(EU 2000)⁷

Miljømålene gjelder generelt for alle overflatevannforekomster. Det er gitt mulighet for unntak for *sterkt modifiserte vannforekomster* og *kunstige vannforekomster*⁸. Unntak kan gis som forlengelser av tidsfristen på femten år eller som mindre strenge miljømål. Unntak kan begrunnes med tekniske begrensninger eller ved uforholdsmessig store kostnader i forbindelse med gjennomføringen av tiltak. For å vurdere om det er uforholdsmessig store kostnader forbundet med tiltak skal det brukes nytte- kostnadsanalyse.

⁶ For ytterligere informasjon om kartlegging og overvåkning, se vedlegg V i direktivet.

⁷ Tabellen er hentet fra Vedlegg V 1.2 Normative definisjoner for klassifisering av økologisk tilstand.

⁸ For en presis definisjon av vannforekomstene, se direktivet (EU 2000) eller vannforskriften (Miljøverndepartementet 2006)

2.4 Tilstandsvurdering og overvåkning av grunnvann.

Grunnvann skal vurderes ut fra en annen skala enn det som er forklart over for overflatevann.

Grunnvann skal vurderes ut fra kvantitativ og kjemisk tilstand. Den kvantitative og kjemiske tilstanden vurderes som *god* eller *dårlig*. For at grunnvannets kvantitative tilstand skal vurderes som god, må gjennomsnittlig uttak av grunnvann ikke være større enn tilsiget. For vurdering av grunnvannets kjemiske tilstand brukes ulike relevante parametre. For å oppnå god tilstand må disse parametrene være innenfor gitte grenser⁹ (EU 2000).

2.5 Økonomiske metoder i vanndirektivet

Økonomi nevnes eksplisitt i direktivet under artiklene 5 og 9 og i vedlegg III. Økonomi er inkludert implisitt i andre deler av direktivet, dette gjelder blant annet for unntak fra direktivets miljømål.

Artikkel 5 i direktivet pålegger ”en økonomisk analyse av vannbruken”, i vannregionen (EU 2000 s. 18). Artikkel 9 tar for seg kostnadsdekning av vanntjenester, prinsipper for hvordan dette skal utføres og mulige unntak fra kravene. Vedlegg III i direktivet er en redegjørelse for hva som skal inkluderes i den økonomiske analysen.

2.5.1 Kostnadsdekning av vanntjenester

Artikkel 9 i vanndirektivet er utgangspunkt for beregning av kostnadsdekning av vanntjenester. Under er punkt 1 i artikkel 9 inkludert.

1. Medlemsstatene skal ta hensyn til prinsippet om at kostnader i forbindelse med vanntjenester, herunder miljø- og ressurskostnader, skal dekkes, idet det tas hensyn til den økonomiske analysen utført i henhold til vedlegg III, særlig prinsippet om at forurenseren betaler.

(EU 2000 s. 20)

⁹ For ytterligere informasjon om kvantitativ og kjemisk tilstand og overvåkning, se vedlegg V i direktivet.

Direktivet krever at kostnadsdekning skal utarbeides for vanntjenester. Graden av kostnadsdekning i vannregionen skal rapporteres i forvaltningsplanen. Beregning av kostnadsdekning skal utføres i henhold til prinsippet om at forurensere betaler. Dette prinsippet nevnes for første gang innen europeisk miljøforvaltning på begynnelsen av 1970-tallet (OECD 1995). Da prinsippet først ble tatt i bruk, var det de bedriftsøkonomiske kostnadene ved vannforvaltning som ble inkludert. Siden begynnelsen 1990-tallet, har det i økende grad vært vanlig å inkludere miljøkostnader og alternativkostnader i beregningen av kostnadene (EU 2003).

Det fremgår av artikkel 9 i vanndirektivet at kostnadene ved vanntjenester inkluderer miljøkostnader og ressurskostnader Disse kostnadene skal beregnes i tillegg til de bedriftsøkonomiske kostnadene ved vanntjenester. Kostnadsdekningen skal beregnes separat for sektorene industri, husholdninger og landbruk.

Kravene i artikkel 9 er ikke absolutte, da punkt 4 åpner for å fravike kravene i artikkelens øvrige punkter. Dette er under forutsetning om oppfyllelse av direktivets øvrige mål.

2.5.2 Vedlegg III i Vanndirektivet

Artikkel 5 krever at det gjennomføres en økonomisk analyse. Den skal utføres sammen med den øvrige karakteriseringen av egenskapene til vannregionen. Den økonomiske analysen skal inngå som en selvstendig del av forvaltningsplanen (EU 2000). Vedlegg III i direktivet, som er inkludert under, spesifiserer innholdet i den økonomiske analysen.

Vedlegg III

Den økonomiske analysen skal inneholde tilstrekkelig detaljerte opplysninger (idet det tas hensyn til kostnadene forbundet med innsamling av relevante data) til at det kan foretas:

- a) relevante beregninger som er nødvendige for å ta hensyn til prinsippet om kostnadsdekning for vanntjenester, idet det tas hensyn til langsiktige prognoser for tilbud og etterspørsel etter vann i vannregionen og, om nødvendig*
 - overslag over mengde, pris og kostnader forbundet med vanntjenester, og*
 - overslag over relevante investeringer, herunder prognoser over slike investeringer,*

- b) vurdering av den mest kostnadseffektive kombinasjonen av tiltak med hensyn til vannbruk som skal inngå i tiltaksprogrammet på grunnlag av overslag over potensielle kostnader ved slike tiltak.*

(Miljøverndepartementet 2006, Vedlegg III)¹⁰

Innholdet i Vanndirektivets vedlegg III kan deles i tre hovedområder: Karakteristikk av vannregionen og basisalternativ, beregning av kostnadsdekning, og et kostnadseffektivt tiltaksprogram. De tre delene henger sammen, og krav i den ene delen vil påvirke hvordan de andre delene skal utformes.

2.6 Karakteristikk av vannregionen og basisalternativet

Momentene under punkt a) i Vedlegg III gir grunnlag for å gi en økonomisk karakteristikk av vannbruk i vannregionen. Den økonomiske karakteristikken skal beskrive vannregionen med dagens forvaltning. Verdien av vann og vannforekomster for de viktigste sektorene i regionens økonomi skal inkluderes. Med utgangspunkt i den økonomiske karakteristikken skal det utarbeides et basisalternativ for vannregionen. Basisalternativet skal beskrive forventet utvikling i tilbud og etterspørsel etter vann i vannregionen.

Variabler som kan inkluderes i den økonomiske karakteristikken og basisalternativet er inntekt, befolkningsvekst, næringsstrukturer med flere. Tilbud og etterspørsel etter vann skal beregnes for industri, landbruk og husholdninger. Dette for å underbygge kravene i artikkel 9, for beregningen av kostnadsdekning av vanntjenester.

Basisalternativet skal beskrive forventet tilbud og etterspørsel etter vann i regionen frem til 2015 for EU (fristen for Norge er utsatt til femten år etter ikrafttreddelsen av direktivet).

Vedtak som Vanndirektivet pålegger skal ikke inkluderes i basisalternativet. Basisalternativet skal fungere som en referansebane for å vurdere om det er avstand mellom forventet utvikling i vannregionen og direktivets mål om *god tilstand* i vannforekomstene. Der det er avstand

¹⁰ Sitat er hentet fra den norske Vannforskriften (Miljøverndepartementet 2006). Jeg velger å bruke denne kilden fordi jeg mener det er uoverensstemmelse mellom innholdet i punkt b) i Vedlegg III i Utenriksdepartementets oversettelse, Vanndirektivet på engelsk og den norske vannforskriften. Utenriksdepartementets oversettelse bruker begrepet ”drikkevann”, i punkt b), mens de øvrige bruker ”water use”, og ”vannbruk”. Dokumentene er tilgjengelig fra www.vannportalen.no.

mellom den forventede tilstanden til vannforekomstene og direktivets mål skal det vurderes tiltak for å oppnå ønsket tilstand i vannforekomstene (EU 2000).

2.7 Tiltaksprogrammet

Den økonomiske analysen skal også ifølge punkt b) i Vedlegg III inneholde et kostnadseffektivt tiltaksprogram. Tiltak for å forbedre tilstanden i vannforekomster som ikke tilfredsstiller direktivets mål skal identifiseres. Kostnadene og effektene av de identifiserte tiltakene skal beregnes og vurderes. Kostnadsberegninger skal ta utgangspunkt i beregningene som er gjort i basisalternativet. Det vil være flere tiltak som kan iverksettes i den enkelte vannforekomst. For å prioritere tiltak som gir mest effekt i forhold til kostnadene, skal det brukes kostnadseffektivitetsanalyse. Tiltaksprogrammet skal bygges opp etter kostnadseffektiviteten til enkelttiltakene. Det skal gi et tiltaksprogram for vannregionen som er kostnadseffektivt. Vannforekomster der det er forbundet urimelig store kostnader med å oppnå direktivets mål skal ikke inkluderes i tiltaksprogrammet. De vannforekomster som vurderes som *sterkt endret* eller *kunstige* skal vurderes ut fra en nytte- kostnadsanalyse. Analysen skal fastslå om det er knyttet urimelig store kostnader ved å gjennomføre nødvendige tiltak for å nå vanndirektivets mål (EU 2000).

3 Prinsipper og metoder for sammensetning av tiltaksprogrammet

Vanndirektivet krever at det settes sammen en kostnadseffektiv kombinasjon av tiltak i tiltaksprogrammet (EU 2000). For å foreta denne vurderingen forslås det i veiledningsmaterialet til direktivet å bruke kostnadseffektivitetsanalyse (EU 2000).

Kostnadseffektivitetsanalyse er en form for samfunnsøkonomisk analyse som har til hensikt å rangere tiltak for å oppnå et gitt mål til lavest mulig kostnad (Perman et al. 2003). For å nå målene i Vanndirektivet er det en rekke tiltak som kan gjennomføres. Ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse vil det i prinsippet være mulig å identifisere de tiltak som oppnår direktivets mål til minste kostnad.

En mer generell form for samfunnsøkonomisk analyse er nytte- kostnadsanalyse. Noe upresist kan vi si at denne analyseformen svarer på om et prosjekt er samfunnsøkonomisk lønnsomt eller ikke, mens kostnadseffektivitetsanalysen finner den rimeligste måten å gjennomføre et prosjekt med gitte nyttevirksomheter. Nytte- kostnadsanalyse og kostnadseffektivitetsanalyse er metoder brukt for å utføre samfunnsøkonomiske analyser av offentlige tiltak. Formålet til samfunnsøkonomiske analyser er generelt å bedre informasjonsgrunnlaget til beslutningstakere. I følge Finansdepartementets (2005) veileder i samfunnsøkonomiske analyser er hovedformålet til samfunnsøkonomiske analyser å *klargjøre, synliggjøre og systematisere konsekvensene av tiltak og reformer før beslutninger fattes*.

Det teoretiske grunnlaget for de to analysemetodene er i hovedsak sammenfallende. Teorien bygger på standard mikroøkonomisk teori. En oversikt over denne teorien vil bli presentert her, med utgangspunkt i nytte- kostnadsanalysen. Kostnadseffektivitetsanalysen kan betraktes som et spesialtilfelle av nytte- kostnadsanalysen, der valg av tiltak gjøres etter prinsippet om kostnadsminimering, der det tiltaket med lavest kostnad for å oppnå et gitt mål blir prioritert.

3.1 Nytte- kostnadsanalyse

Nytte- kostnadsanalyse er et verktøy som i hovedsak brukes til å vurdere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et eller flere offentlige prosjekt. Analysen brukes der det ikke er samsvar mellom bedriftsøkonomisk lønnsomhet og samfunnsøkonomisk

lønnsomhet av et prosjekt. Dette kan gjelde prosjekter som eksempelvis påvirker tilgangen på kollektive goder som uberørt natur, eller korrigerer for eksterne effekter som forurensing (Hagen 2000).

I nytte- kostnadsanalyse verdsettes alle positive og negative effekter av et prosjekt i kroner og øre. Denne verdsettingen er basert på prinsippet om betalingsvillighet (Finansdepartementet 2005). Prinsippet om betalingsvillighet går i enkelhet ut på å måle det en person maksimalt er villig til å betale for å oppnå en effekt, det vil si hvor mye penger vi kan ta fra vedkommende dersom effekten gjennomføres, uten at vedkommendes nytte reduseres. Hensikten ved å verdsette alle effektene i pengeenheter er å kunne evaluere effektene langs én dimensjon. Når effektene, positive og negative, er verdsatt i kroner og øre, summeres de for å avgjøre om tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Hvis summen av pengeverdien er positiv, vurderes prosjektet som *samfunnsøkonomisk lønnsomt* (Finansdepartementet 2005).

At et tiltak vurderes som samfunnsøkonomisk lønnsomt vil si at:

”befolkningen til sammen er villig til å betale minst så mye som tiltaket koster”

(Finansdepartementet 2005 s. 9).

At et prosjekt er samfunnsøkonomisk lønnsomt medfører ikke nødvendigvis at det er ønskelig for samfunnet å gjennomføre det. Nytteverdien i en nytte- kostnadsanalyse måles som summen av de berørte individenes betalingsvilje for prosjektet og kostnadene er de samfunnsøkonomiske alternativkostnadene av ressursene prosjektet legger beslag på. Det innebærer at nytteendringene for enkeltindivider på grunn av prosjektet kan være negative. Selv om omfordeling potensielt kunne gjort prosjektet til en Pareto- forbedring, vil ikke dette nødvendigvis bli oppfylt i praksis¹¹. Et annet problem ved bruk av aggregert betalingsvillighet som mål på lønnsomhet er at individenes betalingsvilje er avhengig av individenes inntekt. Individer med høy inntekt vil som oftest ha høyere betalingsvilje i absolutte verdier enn individer med lav inntekt, uten at de dermed nødvendigvis har større nytte eller glede av den verdsatte effekten. Dette kan føre til at prosjekt som har større interesse for individer med høy inntekt og følgelig høy betalingsvilje oftere blir vurdert som samfunnsøkonomisk lønnsomme (Hagen 2000).

Som nevnt over fører ikke nødvendigvis gjennomføringen av et samfunnsøkonomisk lønnsomt prosjekt til en Pareto- forbedring. At et prosjekt kan karakteriseres som en Pareto-

¹¹ En Pareto- forbedring er et begrep fra økonomisk velferdsteori som blir forklart nedenfor.

forbedring innebærer at prosjektet forbedrer nytten til et individ uten å redusere nytten til noen andre (Hagen 2000).

Hvis et prosjekt som omfordeler samfunnets ressurser, skaper vinnere og tapere, vil det derfor ikke kunne betraktes som en Pareto- forbedring. Dette kan i prinsippet løses ved at vinnerne av prosjektet kompenserer taperne. Hvis en slik kompensasjon finner sted og det fortsatt er en gevinst igjen er prosjektet en Pareto- forbedring (Nyborg 2002).

Pareto- kriteriet kan ses på som en beslutningsregel som tar utgangspunkt i hvorvidt et prosjekt er en Pareto- forbedring. Kriteriet i streng form er sitert under¹².

Et tiltak som innebærer at minst én person får det bedre enn før, samtidig som ingen får det dårligere enn før, bør gjennomføres.

(Nyborg 2002, s. 13)

Som praktisk hjelpemiddel for å vurdere om et offentlig prosjekt eller tiltak skal gjennomføres er Pareto- kriteriet til liten hjelp. Det er svært sjelden at et offentlig tiltak ikke medfører både vinnere og tapere. Dette har medført forslag om å bruke prinsippet om potensielle Pareto- forbedringer:

Et tiltak som dersom kompensasjoner ble gjennomført, kunne ha ført til at minst én person ville få det bedre enn før, samtidig som ingen ville ha fått det dårligere enn før, bør gjennomføres.

(Nyborg 2002 s 14)

Dette kriteriet blir også kalt Hicks- Kaldor-kriteriet.

Vi kan for eksempel tenke oss et tiltak som berører to grupper i samfunnet, der begge gruppene har positiv nytte av sin inntekt. Som følge av tiltaket øker den ene gruppen sine inntekter med to millioner og den andre gruppen har et inntektstap på en million. Tiltaket vil i følge Hicks- Kaldor-kriteriet være ønskelig hvis det er en hypotetisk mulighet for å omfordele inntektsendringene slik at ingen får et nyttetap på grunn av tiltaket. For tiltaket foreslått over, er det en hypotetisk mulighet til å kompensere taperne slik at begge gruppene får økt nytte av at tiltaket gjennomføres.

Ved å se på kompensasjon som en hypotetisk mulighet fokuserer man på effektivitetsaspektet ved tiltak, men overser eventuelle uheldige fordelingskonsekvenser. Et tiltak vurderes som

¹² Den svake formen for kriteriet innebærer at alle kommer minst like bra ut som før, mens ingen kommer strengt dårligere ut enn før (Nyborg 2002)

ønskelig ut fra Hicks-Kaldor-kriteriet hvis brutto betalingsvillighet overstiger kostnadene slik at det er hypotetisk mulig å gjennomføre en Pareto- forbedrende omfordeling av inntekter (Johansson 1993).

3.2 En analytisk fremstilling av nytte-kostnadsanalyse

Denne fremstillingen følger Nyborg (2002).

I det følgende ser vi på nytte- og velferdseffekter av en eksogent gitt endring i tilgangen på et miljøgode. Vi ser først på et enkeltindivid i , og skal siden betrakte hele samfunnet bestående av n individer.

Vi ser for oss et individ som har nytte av privat konsum målt i penger X_i og av et miljøgode M , som karakteriseres som et kollektivt gode¹³. Vi kan representere individet med nyttefunksjonen U_i . Vi antar at individet har positiv nytte av både privat konsum X_i og av miljøgodet M . Vi antar videre at nyttefunksjonen er stigende i begge argumentene, kontinuerlig, to ganger deriverbar i begge dens argumenter og kvasikonkav.

$$(1) \quad U_i = u_i(X_i, M)$$

La oss anta at man vurderer å gjennomføre et miljøforbedrende tiltak. Vi antar at tiltaket er ment å forbedre kvaliteten på miljøet $dM > 0$ til en kostnad $K_i = -dX_i > 0$ for individ i .

Endringen i X_i tilsvarer det individet må forsake av privat konsum for å oppnå bedret miljøkvalitet. Inntektsendringen til individet er negativ som følge av den positive kostnaden $K_i > 0$. Vi kan se på endringer i nytten til individet som følge av tiltaket ved å sette nyttefunksjonen på endringsform.

$$(2) \quad dU_i = u'_{iX} dX_i + u'_{iM} dM$$

¹³ Et kollektivt gode kjennetegnes ved at det er ikke-rivaliserende og ikke-ekskluderende. Dette betyr henholdsvis at en persons konsum ikke begrenser en annen persons konsum, og når godet finnes er det ikke mulig å utestenge noen fra å konsumere det. Vanlige eksempler på kollektive goder er et lands forsvar og ren luft (Perman et al. 2003).

Venstresiden er den totale endringen i nytten til individ i . Høyresiden har to ledd. Det første er endringen i nytten når konsumet av det private godet endres marginalt (og miljøgodet holdes konstant) multiplisert med den totale endringen i det private godet dX_i . Det andre leddet er endringen i nytten når konsum av miljøgodet endres marginalt (og konsumet av det private godet holdes konstant) multiplisert med den totale endringen i miljøgodet. Den totale nytteendringen til individet, dU_i , er dermed en vektet sum av endringene i det private godet og miljøgodet. Vektene er her u'_{iX} og u'_{iM} , de angir henholdsvis endringen i nytten individet får av en marginal endring i konsum av privatgodet og miljøgodet. De to uttrykkene u'_{iX} og u'_{iM} , er individets grensenytte av penger og grensenytte av miljøgodet (Nyborg 2002).

Ved innsetting av kostnaden $K_i = -dX_i > 0$ i (2), får vi et uttrykk (3) for nytteendringen dU_i som en funksjon av grensenytten av miljøgodet multiplisert med endringen i miljøgodet, minus grensenytten av penger multiplisert med kostnaden av å forbedre miljøet. Vi antar at grensenytten av penger og grensenytten av miljøgodet begge er positive, det følger da at endringen i miljøgodet må være større enn kostnadene for at nytteendringen til individ i skal være positiv.

$$(3) \quad dU_i = u'_{iM} dM - u'_{iX} K_i$$

Betalingsvilje som nevnt i økonomisk litteratur refererer vanligvis til brutto betalingsvillighet (altså før prosjektets kostnader, her dX_i , er fratrasket). For et gitt nyttenivå er det dette beløpet som individet maksimalt er villig til å betale for en endring i miljøgodet. Dette finner vi fra (2) ved å sette $dU_i = 0$ og løse for dX_i . Det vil si at brutto betalingsvillighet (B_i) for en forbedring i miljøgodet tilsvarer det pengebeløpet som gir nøyaktig lik nytteendring for individet som økningen i miljøkvalitet (Nyborg 2002).

$$(4) \quad -dX_i = (u'_{iM} / u'_{iX}) dM = B_i$$

Vi har nå et uttrykk som definerer hva individet maksimalt er villig til å betale for en miljøforbedring. For å finne betalingsvilligheten for et spesifikt prosjekt, omskriver vi (2) ved å dividere med u'_{iX} og får (5).

$$(5) \quad dU_i / u'_{iX} = (u'_{iM} / u'_{iX}) dM - dX_i = B_i - K_i = NB_i$$

Venstresiden er nytteendringen på grunn av prosjektet delt på grensenytten av penger. Høyresiden er den marginale substitusjonsbrøken mellom miljøgodet og privat konsum multiplisert med endringen i miljøgodet, som er individets brutto betalingsvilje, pluss endringen i konsum (på grunn av kostnaden individet må betale). Uttrykk (5) er altså brutto betalingsvilje minus kostnadene av å forbedre miljøgodet. Dette er individets netto betalingsvilje NB_i for miljøforbedringen.

I nytte- kostnadsanalyser er vi interessert i samfunnets aggregerte betalingsvilje for et prosjekt. Hvis vi så antar at samfunnet består av n individer som har tilsvarende preferanser som (1), kan vi i prinsippet presentere en funksjon W som representerer samfunnets velferd. Vi antar at velferdsfunksjonen W avhenger av nytten til samfunnets n individer. Individene har preferanser for privat konsum X_i og for miljøgodet M .

$$(6) \quad W = V(U_1, \dots, U_n)$$

Velferdsfunksjonen er antatt å være stigende i nytten til enkeltindividene. Velferdsfunksjonen kan ta forskjellige former, men vil ikke bli spesifisert ytterligere i det følgende. Ved gjennomføring av det miljøforbedrende tiltaket nevnt over, er det nå interessant å vurdere samfunnets velferdsendringer som følge av tiltaket. Dette kan gjøres ved å evaluere velferdsfunksjonen på endringsform.

$$(7) \quad dW = V'_1 dU_1 + \dots + V'_n dU_n$$

Dette gir endringen i velferd dW som en vektet sum av nytte- endringene til samfunnets n individer. Hvis vi setter inn for endringen i individenes nytte fra (2) og summerer over samfunnets n individer gir det (8). Endringen i samfunnets velferd måles her som en veid sum av individenes netto betalingsvillighet.

$$(8) \quad dW = \sum_{i=1}^n V'_i (u'_{iX} dX_i + u'_{iM} dM) = \sum_{i=1}^n (V'_i u'_{iX} (NB_i))$$

Uttrykket foran den innerste parentesen, $V_i' u'_{ix}$, er den verdien individenes netto betalingsvilje blir vektet med. De kalles velferdsvekter, og jeg vil her anta at de er like for alle individer. Dette er en normativ vurdering som medfører lik betydning av alle individenes netto betalingsvilje. Dette innebærer ikke nødvendigvis lik betydning av individenes nytteendring som følge av tiltaket. Velferdsvekten består av to faktorer, den første V_i' , er samfunnets vekting av individ i 's nytte. Den andre faktoren er individets grensenytte av penger. Det er innen økonomisk teori ikke noen aksepterte metoder for å måle eller sammenligne denne mellom individer. En nødvendig forutsetning for at nytte-kostnadsanalyse skal gi et korrekt mål på velferdseffekten av et tiltak, er at velferdsvektene faktisk er like for alle individer (Nyborg 2002).

Uttrykket (8) kan omskrives til summen av individenes netto betalingsvilje, etter innsetting fra (2) og ved å sette $V_i' u'_{ix} = 1$.

$$(9) \quad dW = \sum_{i=1}^n ((u'_{iM} / u'_{ix}) dM - dX_i) = \sum_{i=1}^n (B_i - K_i) = \sum_{i=1}^n NB_i$$

Med disse antakelsene vil et prosjekt være samfunnsøkonomisk lønnsomt dersom summen av netto betalingsvillighet er positiv. Et prosjekt som er samfunnsøkonomisk lønnsomt trenger ikke nødvendigvis være velferdsforbedrende. For å kunne anta at samfunnsøkonomisk lønnsomme prosjekter er velferdsforbedrende må vi anta at velferdsvektene er like. Dette er en antagelse som er gjort her. I tråd med dette kan vi bruke samfunnsøkonomisk lønnsomhet som kriterium for hvilke prosjekter som bør gjennomføres.

3.3 Kostnadseffektivitetsanalyse

Kostnadseffektivitetsanalyse går i enkelthet ut på å velge det tiltaket som oppnår et gitt mål til lavest mulig kostnad. La for eksempel målet være en reduksjon i forurensende utslipp og anta at det finnes alternative tiltak å nå målet med. Formålet med kostnadseffektivitetsanalysen vil da være å finne frem til den sammensetningen av tiltak som oppnår utslippsreduksjonen til lavest mulig samfunnsøkonomisk kostnad (Hagen 2000).

For tiltak der det er vanskelig eller lite hensiktsmessig å verdsette nyttesiden av tiltakene i kroner og øre, vil ikke nødvendigvis nytte- kostnadsanalyse gi et godt mål på samfunnets netto betalingsvillighet for tiltaket. Kostnadseffektivitetsanalyse kan ses på som et spesialtilfelle av nytte- kostnadsanalyse og er en metode som ofte kan brukes der kostnader, men ikke nytte, er mulig å verdsette.

I nytte- kostnadsanalyse veies et tiltaks aggregerte betalingsvillighet opp mot tiltakets kostnader. I kostnadseffektivitetsanalysen er betalingsvilligheten den samme for alle alternative tiltak, siden målet er gitt. Analysen tar sikte på å minimere kostnadene ved å oppnå det gitte målet, og det er derfor ikke nødvendig å beregne brutto betalingsvillighet. Prinsippet om kostnadseffektivitet brukes for å nå målet til minst mulig samfunnsøkonomisk kostnad.

Ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse vil ikke nødvendigvis metoden føre til en effektiv omallokering av samfunnets ressurser. Det avhenger av om det forutbestemte målet som man prøver å oppnå ved bruk av metoden er effektivt (Tietenberg 2006).

3.3.1 Kostnadseffektivitetsprinsippet

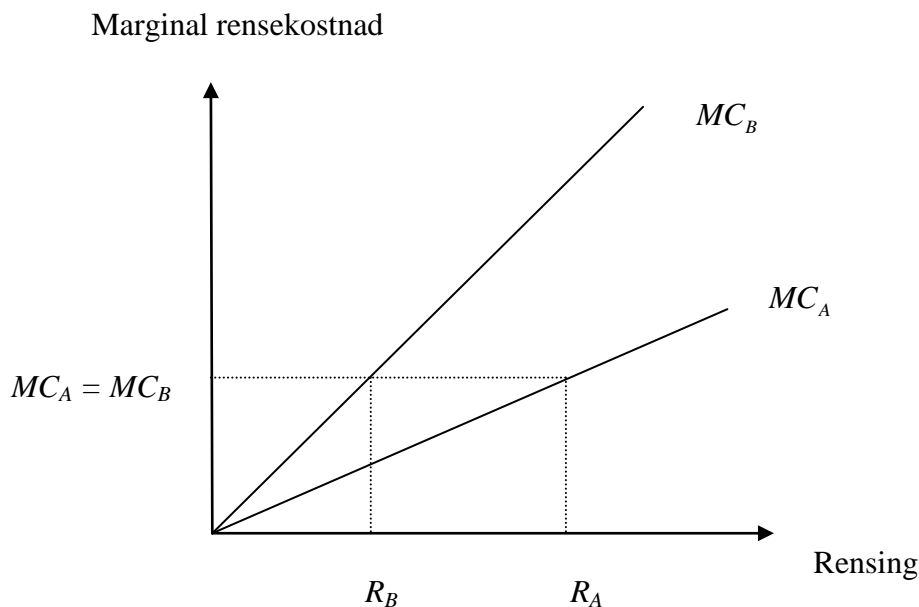
Prinsippet om kostnadseffektivitet gir et kriterium for hvilken kombinasjon av tiltak som best oppnår den gitte målsettingen, for eksempel hvordan de totale utslippsreduksjonene skal fordeles mellom forurenserne. Det kan formuleres slik: en nødvendig betingelse for utslippsrensing til minimumskostnad er at den marginale rensekostnaden er lik for all rensing. Dette resultatet gjelder generelt og er ikke begrenset til rens tiltak. For å minimere kostnadene i en vilkårlig produksjonsprosess der marginalkostnadene er stigende kreves det at alternative innsatsfaktorer brukes inntil marginalkostnadene er like. Dette kriteriet kalles *kostnadsminimeringsteoremet* (Perman et al. 2003).

En nødvendig forutsetning for kostnadsminimeringsteoremet er stigende marginalkostnader. Dette er en forutsetning som ikke nødvendigvis er oppfylt for alle typer rens tiltak.

Figur 1 viser en kostnadseffektiv tilpasning der det er to firmaer, A og B. Aksene viser rens mengde og marginalkostnader av rensing. Den marginale rensekostnaden for firma B er overalt høyere enn for firma A. For å oppnå utslippsmålet til myndighetene M^* må en mengde $R = \hat{M} - M^*$ renses, der \hat{M} er utslipp som firmaene hadde sluppet ut ved fravær av begrensninger. Dette oppnås kostnadseffektivt ved å finne optimal rens mengde i de to

firmaene som tilfredsstiller det totale utslippsmålet $R = R_A + R_B$ samtidig som betingelsen for kostnadsminimum er oppfylt, det vil si at marginalkostnad i firma A, MC_A , er lik marginalkostnaden MC_B i firma B. Den optimale tilpasningen er vist i figur 1. Firma A sine totale renseskostnader er arealet under MC_A -kurven fra origo til R_A . Firma B har betydelig lavere totale renseskostnader enn firma A, og renser arealet under MC_B -kurven fra origo til R_B .

Figur 1. Kostnadseffektiv tilpasning.¹⁴



En analytisk utledning av kostnadsminimeringsteoremet følger nedenfor, fremstillingen er basert på Perman et al. (2003).

Problemet til miljømyndighetene er å oppnå en gitt reduksjon i utslipp til minste mulige kostnad. Vi antar at utslippene har uniform spredning, slik at forurensningens geografiske plassering ikke er av betydning og det er de totale kuttene i utslipp som har betydning.

Vi antar at det er N ulike firmaer, indeksert med $i = 1, 2, \dots, N$. Firmaene er profittmaksimerende¹⁵ og står overfor gitte priser på innsatsfaktorer og sluttprodukt. Firma i

¹⁴ Figuren 1 er basert på figur 7.1 s.205 i Perman et al. (2003)

produserer en produktmengde Q_i , der vi antar at produksjonen fra firma i fører til utslipp M_i . Firmaene oppnår maksimumsprofitt for utslippsnivået \hat{M}_i . Hvis utslippsnivået til firma i må reduseres til et nivå lavere enn \hat{M}_i kan vi definere rensekostnaden C_i som differansen mellom profitten ved de to utslippsnivåene. Firma i 's profitt uten utslippsbegrensninger er $\hat{\Pi}_i$ og med utslippsbegrensninger er profitten til firma i gitt ved Π_i .

$$(1) \quad C_i = \hat{\Pi}_i - \Pi_i$$

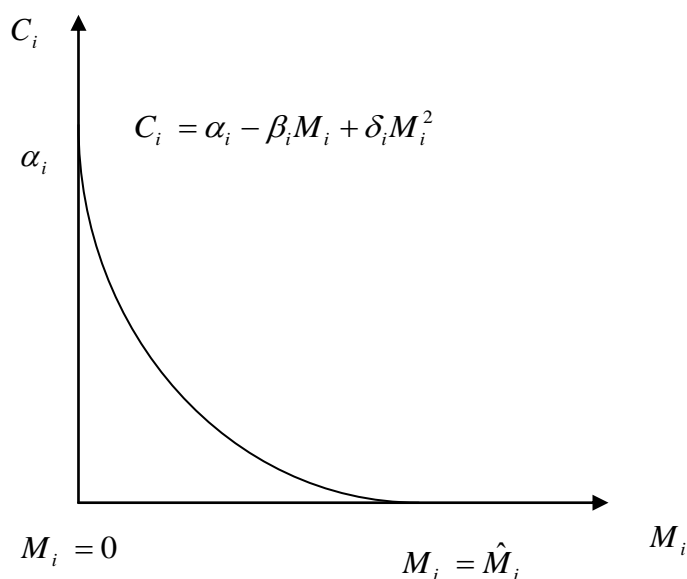
Vi antar at kostnadsfunksjonen til firma i er kvadratisk og på formen presentert i likning (2). Kostnadene er avtagende i utslipp, det vil si tiltagende i rensset mengde. Valg av kvadratisk funksjonsform er kun for å forenkle den matematiske fremstillingen. Argumentene som presenteres er ikke avhengige av denne funksjonsformen.

$$(2) \quad C_i = \alpha_i - \beta_i M_i + \delta_i M_i^2$$

I figur 2 er kostnadsfunksjonen fremstilt grafisk. Aksene i figuren benevnes med firma i 's utslipp M_i og kostnader C_i . Kostnadsfunksjonen er fallende i utslipp M_i , for økte utslipp reduseres behovet for rensing og kostnadene avtar. For utslippsnivå $M_i = \hat{M}_i$, der kostnadskurven skjærer x-aksen, er rensekostnaden lik null, dette er firmaets profittmaksimerende utslippsnivå. For $M_i = 0$, tillates ingen utslipp, kostnadene er maksimert og alle utslipp må renses. Utslippsbegrensninger slik at $M_i > \hat{M}_i$ er ikke bindende for firmaene, da de ikke har insentiv til å slippe ut mer enn \hat{M}_i . Vi antar at myndighetene velger bindende utslippsgrenser.

¹⁵ Profittmaksimerende firmaer er ikke en forutsetning for kostnadsminimeringsteoremet, så lenge firmaene minimerer kostnadene ved å oppnå sitt mål (Baumol og Oates 1975).

Figur 2. Rensekostnadene til firma i .



(Perman et al. s. 243, 2003)¹⁶

Målet til myndighetene er å oppnå det nye utslippsnivået M^* , som er summen av utslippene til de N firmaene, til lavest mulige kostnad. Dette innebærer å minimere samlede kostnader betinget av det forutbestemte samlede utslippsnivået M^* . Det nye utslippsnivået skal være lik summen av utslipp fra alle N firmaene, der den optimale individuelle utslippsmengden M_i bestemmes i kostnadsminimeringen. Problemet kan formuleres slik,

$$(3) \quad \text{Min} \sum_{i=1}^N C_i \text{ med hensyn på } M_i, \text{ gitt at } M^* = \sum_{i=1}^N M_i$$

Dette problemet kan løses ved bruk av Lagranges metode. I uttrykkene som følger skal M_i anses som endogen og μ er Lagrange- multiplikatoren.

¹⁶ Figur 2 er en gjengivelse av figur 7.10 s. 243 i Perman et al.(2003)

$$(4) \quad L = \sum_{i=1}^N C_i - \mu \left(M^* - \sum_{i=1}^N M_i \right)$$

Ved å sette inn for kostnadsfunksjonen fra (2) gir det

$$(5) \quad L = \sum_{i=1}^N (\alpha_i - \beta_i M_i + \delta_i M_i^2) - \mu \left(M^* - \sum_{i=1}^N M_i \right)$$

Førsteordensbetingelsen for kostnadsminimering er gitt ved likning (6).

$$(6) \quad \frac{\partial L}{\partial M_i^*} = -\beta_i + 2\delta_i M_i^* + \mu = 0, \quad i = 1, 2, \dots, N$$

Likning (6) og bibetingelsen gir $N+1$ likninger i $N+1$ ukjente, og systemet kan løses, simultant. Dette gir en optimal løsning på utslippsmengde fra hvert firma M_i^* . Ved å omskrive likningen (6) finner vi et uttrykk for den marginale rensekostnaden. Det gir uttrykket (7), som er en avtagende funksjon av utslipp M_i^* .

$$(7) \quad \mu = \beta_i - 2\delta_i M_i^*$$

Høyre siden av (7) er firma i 's marginale rensekostnad, som er positiv. En økning i M_i^* medfører mulighet for større utslipp og redusert behov for rensing av utslipp. For et vilkårlig firma i vil (7) gjelde. Siden μ er konstant og lik for alle N firmaer, vil firmaenes marginale

rensekostnad i optimum være like. Dette viser at i optimum, skal marginalkostnaden for alle N firmaene være like.

Denne fremstillingen av kostnadsminimering viser den teoretiske muligheten for å oppnå et utslippsmål på en kostnadseffektiv måte. Ved bruk av kostnadseffektivitet som prinsipp innbærer det at den marginale rensekostnaden skal være lik hos alle tiltak som brukes til rensing. Mengden utslipp som renses vil ikke nødvendigvis være lik for alle tiltak.

Kostnadseffektiv rensing av utslipp medfører også at de med relativt lavere marginale rensekostnader vil rense størsteparten av utslippene, men ikke nødvendigvis alt (Perman et al. 2003).

4 Tiltaksprogrammet, et praktisk eksempel

4.1 Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015

Dette kapittelet inneholder en beskrivelse av det svenske tiltaksprogrammet ”Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 – 2015”. Distriktet strekker seg fra Vege nord i Skåne til Enningdalsälven ved norskegrensen¹⁷.

Tiltaksprogrammet har som formål å oppnå vanndirektivets miljømål for distriktets vannforekomster innen 2015 (Vattenmyndigheten 2010).

Første del av tiltaksprogrammet beskriver pågående tiltak og behov for fremtidige tiltak for ulike miljøproblemer. Det gis en skriftlig beskrivelse av tiltakene og hvilket organ i forvaltningen som har ansvar for gjennomføringen av disse. Den andre delen av programmet er en konsekvensanalyse av å gjennomføre nødvendige tiltak for å nå direktivets miljømål.

4.2 Konsekvensanalyse

For å avgjøre hvilke bidrag tiltakene har til å nå direktivets miljømål brukes konsekvensanalyse. Konsekvensanalysen tar kun for seg fysiske tiltak, dette er eksempelvis tiltak som kalking mot sur nedbør, ytterligere rensing av utslipp fra kommunale rensesanlegg og anlegging av våtmarker. Formålet med konsekvensanalysen er å identifisere kostnader og nytte av å gjennomføre tiltaksprogrammet. Det skal videre brukes til å identifisere utviklingen i miljøtilstanden som forventes dersom tiltaksprogrammet ikke blir gjennomført.

Ved utarbeidelsen av konsekvensanalysen vil man i den første forvaltningsrunden begrense seg til å verdsette kostnader knyttet til gjennomføring og administrasjon av foreslåtte tiltak i kroner og øre. Nyten som følger av tiltakenes effekt vurderes kvalitativt. Vurderingen av effektene deles inn i direkte og indirekte effekter. Hvordan denne inndelingen er gjort vises i tabell 3. For de tiltakene der det er målbare direkte effekter, oppgis dette i metriske størrelser, ellers oppgis effekten av tiltakene kvalitativt.

¹⁷ For ytterligere informasjon, se www.vattenmyndigheterna.se

Den kvalitative vurderingen oppgis i plusstegn og minustegn. Tre minustegn (---) angir en betydelig negativ effekt, skalaen går opp til tre plusstegn (+++) for en betydelig positiv effekt. Kostnadene og den kvalitative vurderingen av effektene blir avslutningsvis summert. Det forventes at denne metoden skal gi en god fremstilling av de totale kostnadene og den relative betydningen av forventet nytte for gjennomføringen av tiltaksprogrammet (Vattenmyndigheten 2010).

Nedenfor i tabell 2, følger et utdrag fra tabell 48 i tiltaksprogrammet for Västerhavet (Vattenmyndigheten 2010 s. 194- 196), som sammenfatter konsekvensanalysen i tiltaksprogrammet. Utdraget er fra slutten av tabellen og inneholder summeringen av kostnader og effekter.

Tabell 2. Utdrag av tabell 48 i tiltaksprogrammet for Västerhavet: Sammanfattning av konsekvensanalys for åtgärder inom Västerhavets vattendistrikt.

Problemområde	Direkta kostnader (tkr/år)		Direkta nyttor (effekt)		Indirekta kostnader och nyttor (icke-monetariserade sideeffekter)	
Miljögifter						
Utredning, screening av miljøgifter			Skydd av grund- och dricksvatten	+++	Möglichkeit till etablering av nye verksamheter/bostäder	++
Sanering och efterbehandling av mark	Åtgärds kostnad	82 000 – 122 500	Biologisk mangfold	++		
Förbättrad dagvattenhantering	Administrative kostnader inklusive tilsyn og prøvning	2 500				
Totalt Miljøgifter	Kostnad	84 500 – 125 000				7+
Skydd av dricksvatten-täkter						
	Åtgärds kostnad	8 400 – 15 400	Säkrare tilgang til dricksvatten, for befintlige og framtida tæktar	+++	Kostnader for sikkerhetshøjande åtgärder vid nærliggande vågar	-
	Administrative kostnad	2 200			Skørdebortfall p.g.a. minskad pesticidanvändning.	-
					Minskad avkastning inom skogsbruket	-
					Kostnader for sikkerhetshøjande åtgärder ; brænsledepåer, mackar	-
Totalt Dricksvatten-skydd	Kostnad	10 600 – 17 600				3+
Övriga administrativa kostnader	Administrative kostnad	5 600				4-
Totalt	Kostnad	700 400 – 953 100				45+
						16-

(Vattenmyndigheten 2010 s. 194- 196)

I oppsummeringen av konsekvensanalysen står det:

I tabell 48 framgår att den totala kostnaden för åtgärdsprogrammet har skattats till ca 700 - 950 Mkr/år. Kostnaden skall vägas mot den kvalitativa skattningen av nyttorna som visar på en stark övervikt av positiva nyttor (45 + mot 16 -).

(Vattenmyndigheten 2010 s. 96)

Konsekvensanalysen avslutter med en sammenfatning av forventet miljøtilstand med og uten tiltaksprogrammet. Det konkluderes med at tiltaksprogrammet vil ha en miljømessig forbedrende effekt på distriktets vannforekomster (Vattenmyndigheten 2010).

4.3 Tiltak

Det foreslås både fysiske og forvaltningmessige tiltak i programmet. De fysiske tiltakene deles inn etter ulike miljøproblem. Miljøproblemene deles i fem kategorier: sur nedbør, eutrofiering, miljøgifter, fremmede arter og fysiske endringer. I tillegg til miljøproblemene er drikkevann definert som egen kategori.

Tiltakene innen forvaltningen er knyttet til endringer i juridiske eller økonomiske styringsmidler. De innføres for å forbedre og utvikle en effektiv vannforvaltning. I løpet av den første forvaltningsrunden skal miljømålene oppnås ved å utvikle tiltaksprogrammet etter prinsippet om kostnadseffektivitet og ellers i samsvar med ønsket samfunnsutvikling (Vattenmyndigheten 2010).

Det er en rekke tiltak som er mulige å gjennomføre for å nå miljømålene innen de ulike miljøproblemene. Tiltakenes effekter skal i størst mulig grad beskrives kvantitativt. Der dette ikke er mulig, kan de beskrives kvalitativt. Kostnader presenteres for samtlige tiltak som inkluderes i programmet. Der det er mulig, foretas en kostnadseffektiv rangering av tiltakene basert på gjennomsnittskostnad, det vil si kostnad pr. oppnådd miljøeffekt, eller redusert utslippmengde (Vattenmyndigheten 2010).

Nedenfor følger foreslåtte tiltak for de definerte miljøproblemene. Tiltakene som inngår i programmet er valgt ut fra tre hovedkriterier:

· **Förväntad effekt**

De utvalda åtgärderna bedöms som fördelaktiga eftersom de kan tillämpas på stora arealer vilket leder till en betydande effekt. Att i nuläget endast omfatta väl kända och etablerade åtgärder i förslaget ses också som en styrka.

· **Kunskap om kostnader och effekter**

För de åtgärder som valts ut finns det relativt god kunskap om vilka kostnader och reningseffekter som kan förväntas. Detta underlättar bedömningen av åtgärdernas kostnadseffektivitet i förhållande till andra åtgärder, samt skattningen av åtgärdernas effekt i förhållande till de uppställda målen för läckageminskning.

· **Styrmedel**

Genom de statliga miljöstöden finns det idag väl utvecklade administrativa system runt de tre utvalda åtgärderna i de flesta områden. Detta underlättar det fortsatta arbetet med åtgärderna som kan komma till stånd med obetydlig tidsfördröjning.

(Vattenmyndigheten 2010 s. 72)

For miljøproblemene sur nedbør, miljøgifter, fysiske endringer, og drikkevann er det foreslått fysiske tiltak. Tiltakene er valgt ut fra kriteriene over. For miljøproblemet fremmede arter er det ikke valgt ut noen nye tiltak. For tiltak mot eutrofiering er det foreslått tiltak, disse er valgt på grunnlag av kriteriene over og en kostnadseffektivitetsanalyse. De foreslåtte tiltakene mot miljøproblemene presenteres nedenfor. Tiltak mot eutrofiering presenteres til sist.

I tabell 3 inkludert under presenteres kostnadene og effektene av de foreslåtte tiltakene. Effekten av tiltakene blir karakterisert kvalitativt eller kvantitativt og kostnader oppgis i enhetskostnader. Kostnadene presenteres i intervaller og for enkelte av tiltakene er det oppgitt gjennomsnittskostnader med kostnadsintervall inkludert i parentes.

For miljøproblemene sur nedbør, miljøgifter, fysiske endringer og vern av drikkevann beskrives effektene av tiltakene kvalitativt. Effekten av tiltakene vurderes som Hög, Neutral eller Osäker. For eutrofiering oppgis effekten i kvantitative størrelser og som Hög for to av tiltakene.

4.3.1 Sur nedbør (Försurning)

Tiltaket som foreslås er kalking av vannforekomster og kalking av mark. For tiltakene inkludert i tabell 3 er effekten beskrevet som høy og kostnader er oppgitt i pris pr. tonn kalk i året ved gjennomføring av tiltaket. Kostnadene er oppgitt i et intervall med gjennomsnittspris i parentes. Kostnader og kvantumsinformasjon er basert på kalking gjennomført i 2008 (Vattenmyndigheten 2010).

4.3.2 Miljøgifter

Det er foreslått tre tiltak mot miljøgifter. Effekten av tiltakene beskrives som høy for to av tiltakene. For tiltaket som omhandler utredning er det ikke beskrevet noe effekt.

Kostnadsintervallene i tabell 3 er basert på informasjon om kostnadene ved tilsvarende prosjekt. Kostnadene er i enhetene ”prov” og ”objekt”, der ”prov” peker på prøvetaking av vann for screening av miljøgifter og ”objekt” peker på fysiske områder som skal saneres (Vattenmyndigheten 2010).

4.3.3 Fysiske endringer

Det vurderes som vanskelig å bestemme hva som er kostnadseffektive tiltak i de ulike enkelttilfellene. Dette tillegges manglende kunnskapsgrunnlag. Kostnadsintervallene som presenteres i tabell 3 er laget på grunnlag av planlagte prosjekt i vanddistriktet. Effektene av tiltakene blir beskrevet som Hög, Neutral eller Osäker. Kostnadene oppgis pr. investerings-”objekt” (Vattenmyndigheten, 2010).

4.3.4 Drikkevann

Dette punktet inneholder tiltak for å forsterke vernet av drikkevann. Kostnader er basert på informasjon fra kommuner i distriktet. Kostnadsintervallet i tabell 3 er totale kostnader forbundet med etablering av verneområder for vann. Effekten av dette tiltaket vurderes som høy (Vattenmyndigheten 2010).

Tabell 3. Verdsatt effektivitet og enhetskostnad for fysiske tiltak som foreslås i tiltaksprogrammet for Västerhavets vattendistrikt.

Tabell 45. Skattad effektivitet och enhetskostnad för fysiska åtgärder som föreslås i åtgärdsprogrammet för Västerhavets vattendistrikt.

	Effekt	Kostnad*
Försurning		Årlig kostnad (kr/ton)
Kalkning inom befintligt kalkningsprogram	Hög	1100 (850 – 1350)
Komplettering av det befintliga kalkningsprogrammet (ytvatten)	Hög	- " -
Komplettering av det befintliga kalkningsprogrammet (mark)	Hög	800
Övergödning		Årlig kostnad (kr/kg P)
Våtmark	1 – 35 (8)	550 – 2 900
Fånggröda/Vårbearbetning	0,1 – 0,2	2 400 – 4 750
Skyddszoner	0,1 – 0,3	8 750 – 26 300
Rening av fosforutsläpp från industrianläggning*	Hög	100 – 1 500
Rening av fosfor vid avloppsreningsverk	Hög	100 – 1500
Rening av fosforläckage från enskilda avlopp	0,5 – 1,0	4 100 – 11 800
Miljögifter		Investering (tkr/prov, objekt)
Screening av miljögifter och fortsatta utredning av orsakssambanden.	-	10 – 40
Sanering och efterbehandling, förorenade områden.	Hög	10 000 – 40 000
Förbättrad dagvattenhantering.	Hög	10 000 – 40 000
Fysiska förändringar		Investering (tkr/objekt)
Utredning: Biotopkartering	Neutral	41 (30-50)
Utredning av åtgärd	Neutral	100 (2-1 800)
Fiskevårdsplan	Neutral	70 (9 – 160)
Kontinuitet: Naturlig fiskväg	Hög	1300 (195 – 2 800)
Teknisk fiskväg	Hög	415 (10-4 000)
Åtgärd av vägtrumma	Hög	290 (100-650)
Utrivning av damm	Hög	360 (10 – 10 000)
Morfologi: Biotopvård vattendrag	Hög	150 (30 – 170)
Flottledsåterställning	Hög	180 (- 700)
Funktionella kantzoner	Hög	300 (150-700)
Återmeandering av rätat vattendrag	Osäker	750 (500-1 000)
Återställa kulverterat vattendrag	Hög	750 (500-1 000)
Hydrologi: Minimitappning	Hög	320 (- 7200)
Förändrad korttidsreglering	Osäker	
Förstärkt dricksvattenskydd		Investering (tkr/område)
Att fortsätta arbetet med att upprätta vattenskyddsområden i distriktets kommuner	Hög	500 – 2000

* Angivelse av typen 290 (100-650) innebär att kostnaden varierar inom intervallet som anges i parentesen men att värdet framför parentesen använts i beräkningarna. Kostnadsintervall inom parentes anger spannet. Angivelser av typen 10 000 – 40 000 innebär att det värde som använts vid beräkningarna har valts från fall till fall inom det angivna intervallet.

(Vattenmyndigheten 2010 s. 193)

4.3.5 Eutrofiering (Övergödning)

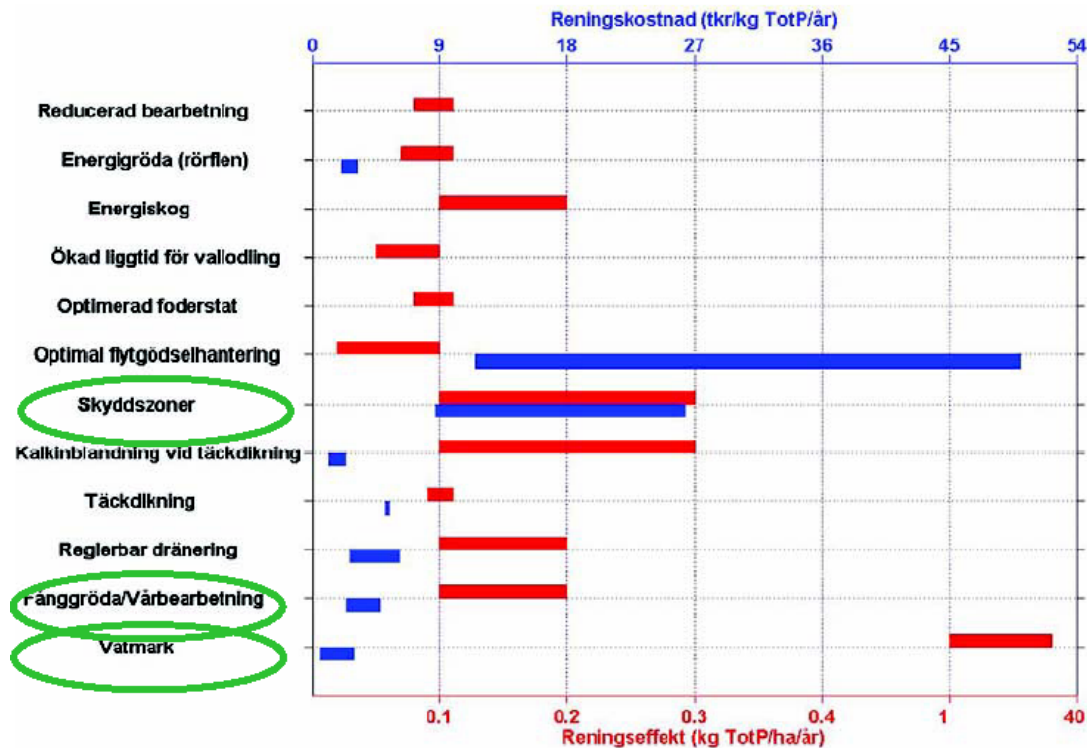
For å kartlegge mulige tiltak mot eutrofiering har man basert seg på tidligere gjennomførte prosjekter som har dokumenterte kostnader og renseeffekter. I tabell 3 oppgis effekten av tiltakene mot eutrofiering i enheter reduserte utslipp. Kvantumet som oppgis er i intervall og måles i kilo totalt fosfor pr. hektar pr. år (kg TotP/ha/år)(Vattenmyndigheten 2010).

I figur 1 under presenteres mulige tiltak mot lekkasje av næringssalter fra landbruket.

Underlagsmaterialet til studien er satt sammen av IVL Svenska Miljöinstitutet AB (Vattenmyndigheten 2010). Figuren viser rensekostnad i tusen kroner pr. kilo fosfor pr. år på den øverste x-aksen. På den nederste x-aksen er renseeffekten målt i kilo fosfor pr. hektar pr. år. Det er listet tolv ulike tiltak til venstre i figuren. For hvert tiltak er det oppgitt renseeffekt og rensekostnad. Rensekostnaden er markert med et intervall under den stiplede linjen for hvert tiltak. For tiltaket "Våtmark", er det omtrentlige kostnadsintervallet mellom en og fire. Renseeffekten markeres med et intervall over den stiplede linjen. Renseeffekten for "Våtmark", er omtent fra en opp mot tretti. Det er foreslått tre tiltak for å redusere eutrofiering i tiltaksprogrammet, disse er innringet i figur 3 (Vattenmyndigheten 2010).

For å redusere eutrofiering innen industri, kommunale renseanlegg og enkeltstående avløp foreslås det en rekke tiltak. Kostnader og renseeffekter blir oppgitt, og kan finnes igjen i tabell 3 over.

Figur 3. Eksempel på mulige tiltak mot avrenning av næringssalter i landbruket.



Figur 2. Eksempel på möjlige åtgärder mot näringsämnesläckage inom jordbruket. Underlaget har tagits fram av IVL Svenska Miljöinstitutet AB på uppdrag av vattenmyndigheterna. De åtgärder som valts ut för att ingå i åtgärdsprogrammet är inringade. Reningskostnaden för respektive åtgärd avläses på den övre x-axeln (blå färg) och reningseffekten för respektive åtgärd avläses på den undre x-axeln (röd färg).

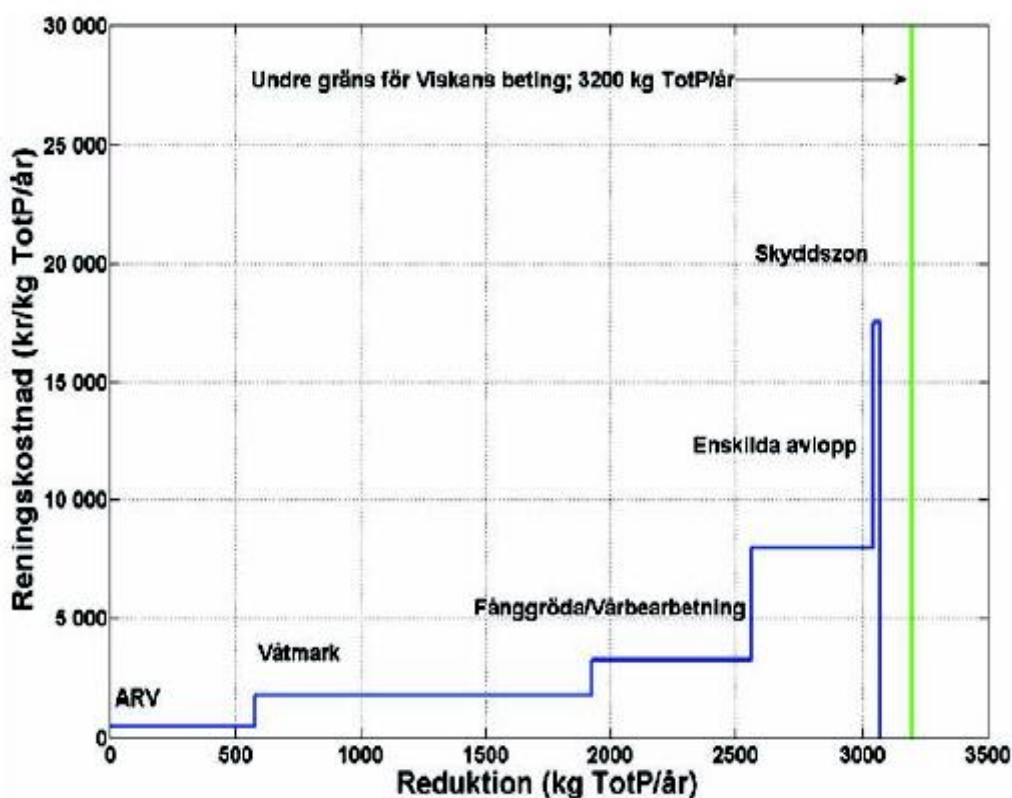
(Vattenmyndigheten 2010 s. 71)¹⁸

I tiltaksprogrammet har man tatt sikte på å sette sammen en kostnadseffektiv tiltakskombinasjon mot eutrofiering. Hvordan tiltakene skal prioriteres er vist i figur 4 under. Figur 4 viser enhetskostnadene for de ulike tiltakene mot eutrofiering. Benevningen på x-aksen er reduksjon i antall kilo fosfor pr. år. På y-aksen oppgis rensekostnaden i kroner pr. kilo fosfor pr. år. For samtlige av tiltakene som inkluderes i figuren varierer den forventede effekten innen et intervall. Den forventede effekten er konsekvent oppgitt i gjennomsnittsverdier. Enhetskostnadene for rensing er vist for de ulike tiltakene, som en stegvis stigende linje. Prinsippet er å starte med det rimeligste tiltaket, for deretter å fortsette med det nest rimeligste.

¹⁸ For en fremstilling av tabellen i farger, gå til: http://www.vattenmyndigheterna.se/NR/rdonlyres/D21FE02A-11AA-4A04-B368-BE4B489F507F/0/ÅP_VH_webb.pdf

Det fremgår av figur 4 at tiltak innen ”ARV” (Avlopp og Reningsverket) er rimeligst. Deretter følger tiltak knyttet til Våtmark. Det mest kostnadskrevende tiltaket er ”Skyddszon” (Vattenmyndigheten 2010).

Figur 4. Eksempel på en kostnadseffektiv tiltakskombinasjon mot eutrofiering.



Figur 5. Ett exempel från Viskans avrinningsområde på en kostnadseffektiv åtgärds kombination mot övergödning.

(Vattenmyndigheten 2010 s. 119)

I tabell 3 under sammenfattes tiltakenes mot eutrofiering. Totale direkte kostnader oppgis i intervall for tiltakene innen ulike sektorer. For ”Fånggröda/Vårbehandling”, oppgis kostnadene som et beløp, og for ”Dagvatten”, er det ikke oppgitt kostnader. Effektene av tiltakene er oppgitt i antall kilo rensset mengde pr. år. For fosfor er det oppgitt kvantumsverdier for alle inkluderte tiltak, det er ikke oppgitt noe kvantum for rensing av nitrogen. Indirekte kostnader og nytte gis en kvalitativ beskrivelse i plusstegn og minustegn. Tabeller tilsvarende tabell 4 er utarbeidet for alle miljøproblemene.

Tabell 4. Kostnader og nytte av tiltak for eutrofiering i Västerhavets vattendistrikt.

Kostnadene angis i tusen kroner pr. år, og ikke- monetær nytte bedømmes etter et system med plusstegn og minustegn. (Tre minustegn for en betydelig negativ sideeffekt, til tre plusstegn for en betydelig positiv sideeffekt).

Kostnader och nyttor

Tabell 38. Kostnad och nyttor för åtgärder mot övergödning i Västerhavets vattendistrikt. Kostnaderna anges i tusentals kronor per år och icke-monetariserade nyttor bedöms efter ett system med plus- och minustecken. (Tre minustecken för en betydande negativ sideeffekt till tre plus för en betydande positiv sideeffekt.)

Direkta kostnader (tkr/år)		
Avloppsreningsverk		1 500 – 23 100
Industri		2 000 – 30 600
Enskilda avlopp		60 900 – 175 300
Våtmark		35 900 – 67 900
Fånggröda/Vårbehandling		10 000
Skyddszon		8 500 – 17 100
Dagvatten		i.u*
Administrative kostnader inkl. tilsyn og prøvning		335 300**
Totalt		454 100 – 659 300
Direkta nyttor (effekter)		
Avloppsreningsverk	Fosforrening	15 400 kg TotP/år
	Kväverening	i.u
Industri	Fosforrening	20 400 kg TotP/år
	Kväverening	i.u
Enskilda avlopp	Fosforrening	14 900 kg TotP/år
	Kväverening	44 900 kg TotP/år
Våtmark	Fosforrening	i.u.
	Kväverening	i.u.
Fånggr./Vårbearb.	Fosforrening	3 000 kg TotP/år
	Kväverening	i.u.
Skyddszon	Fosforrening	950 kg TotP/år
	Kväverening	i.u
Dagvatten	Fosforrening	190 kg TotP/år
	Kväverening	i.u
Indirekta kostnader og nyttor (ikke-monetariserade sideeffekter)		
Våtmark	Biologisk mangfold	++
	Rekreation og friluftsliv	++
	Minskad variation i nærsaltsfløde	+
	Metangasutsløpp	--
Fånggrøda/Vårbehandling		Økad anvendning av ogræsmedel
Skyddszon	Biologisk mangfold	++
	Rekreatjonsvården	+
	Mindre bekæmpningsmedel i vattendrag	+
	Mildrad effekt av misstag vid gödsling	+
	Brukningshinder	-
	Minskning av andra föroreningar	++
	Minskad smittspridning	++
Enskilda avlopp, Dagvatten	Økede transporter	-
	Økad energianvendning	-
	Minskad luktølågenhet	+

* i.u = ingen oppgift

** Årlig medelkostnad baserad på totalkostnaden 2 012 Mkr fördelade over 6 år, se tabell 57 i bilaga 5 for en detaljerad beskrivning av kostnadsfordelingen over tid.

(Vattenmyndigheten 2010 s. 77)

5 En diskusjon av kostnader, effekter og analysens formål

5.1 Utfordringer ved utarbeidelsen av tiltaksprogram for å nå Vanndirektivets mål

I diskusjonen som følger belyses utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og kostnadseffektivitetsprinsippet i utformingen av et tiltaksprogram. Tiltaksprogrammet ”Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015” brukes som eksempel og for å tydeliggjøre argumentene i diskusjonen.

Kapittelet er delt i tre. Først diskuteres kostnader, den andre delen tar for seg effektmål, og avslutningsvis diskuteres hvordan kostnadseffektivitetsanalyse sammenfattes og hvilke muligheter man har for å gi klare anbefalinger til beslutningstakere på basis av analysen.

5.1.1 Kostnader

Ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse skal kostnadseffektivitet brukes som prinsipp for å rangere tiltak (Perman et al. 2003). Dette innebærer at alternative tiltak for å nå Vanndirektivets mål bør brukes inntil marginalkostnadene ved tiltakene er like.

Direktivets mål om *god tilstand* for alle vannforekomster er gjort praktisk målbart ved at miljøproblemområder er definert i direktivet (EU 2000). Innenfor de ulike miljøproblemområdene skal det utarbeides hensiktsmessige tiltak for å nå direktivets mål.

I direktivet kreves det at tiltakene settes sammen etter prinsippet om kostnadseffektivitet. Kostnadseffektivitetsanalyse er i veiledningsmaterialet til direktivet foreslått som metode for å etterfølge dette prinsippet (EU 2003).

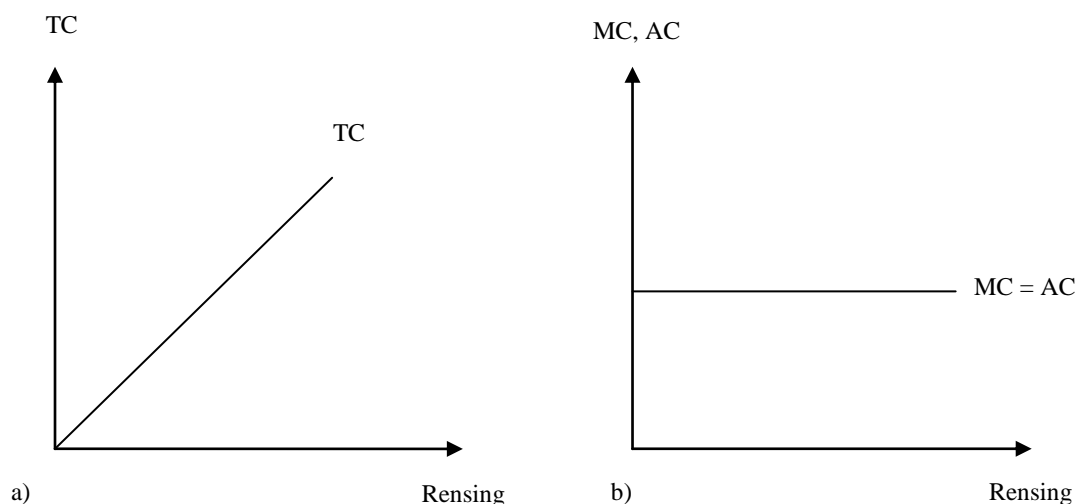
I tiltaksprogrammet for Västerhavet har man valgt å bruke data for tiltakenes gjennomsnittskostnader ved rangering av tiltak (jfr. omtale i kap. 4). Gjennomsnittskostnadene er kalkulert som kostnaden pr. oppnådd miljøeffekt eller pr. redusert utslippsmengde (Vattenmyndigheten 2010).

I figur 4 i kapittel 4 er det satt sammen en kombinasjon av tiltak mot eutrofiering. Tiltakskombinasjonen beskrives i tiltaksprogrammet for Västerhavet som kostnadseffektiv.

Å vurdere sammensetningen av tiltak som kostnadseffektiv når tiltakene sammenlignes på grunnlag av gjennomsnittskostnader, er ikke nødvendigvis riktig. Som nevnt over krever kostnadseffektivitet at en bruker ulike tiltak inntil marginalkostnadene er like (forutsatt at marginalkostnadene for hvert tiltak er stigende). Hvis tiltaksprogrammet består av tiltak med identiske kostnadsfunksjoner, vil betingelsen om kostnadseffektivitet være oppfylt for alle tiltak når de brukes like mye, fordi gjennomsnittskostnaden og marginalkostnaden da er like for denne bruken. Dette er et spesialtilfelle, og en betingelse om like kostnadsfunksjoner vil som oftest innebære at tiltakene er like, slik at en rangering av tiltakene er uinteressant. Det er derfor av interesse å vurdere tiltak med ulike kostnadsfunksjoner og se på når vi generelt kan anta at gjennomsnittskostnaden er lik marginalkostnaden.

Hvis vi antar at et tiltak der de totale kostnadene er proporsjonale og stigende i rensed mengde, og faste kostnader er lik null, vil gjennomsnittskostnaden og marginalkostnaden være sammenfallende. Dette er vist grafisk i figur 5 under. Figuren er delt i a) og b). I a) er benevnningen på x-aksen rensede enheter, og på y-aksen totale kostnader (TC). I b) er benevnningen på x-aksen rensede enheter og y-aksen måler marginalkostnad (MC) og gjennomsnittskostnad (AC). I a) fremstilles de totale kostnadene (TC), som lineære. Med en lineær kostnadsstruktur og ingen faste kostnader vil gjennomsnittskostnaden og marginalkostnaden være lik. Kostnadsøkningen for ytterligere en enhet er konstant, og kostnaden ved å rense den første enheten er den samme som for å rense den siste enheten.

Figur 5. Proporsjonale kostnader.



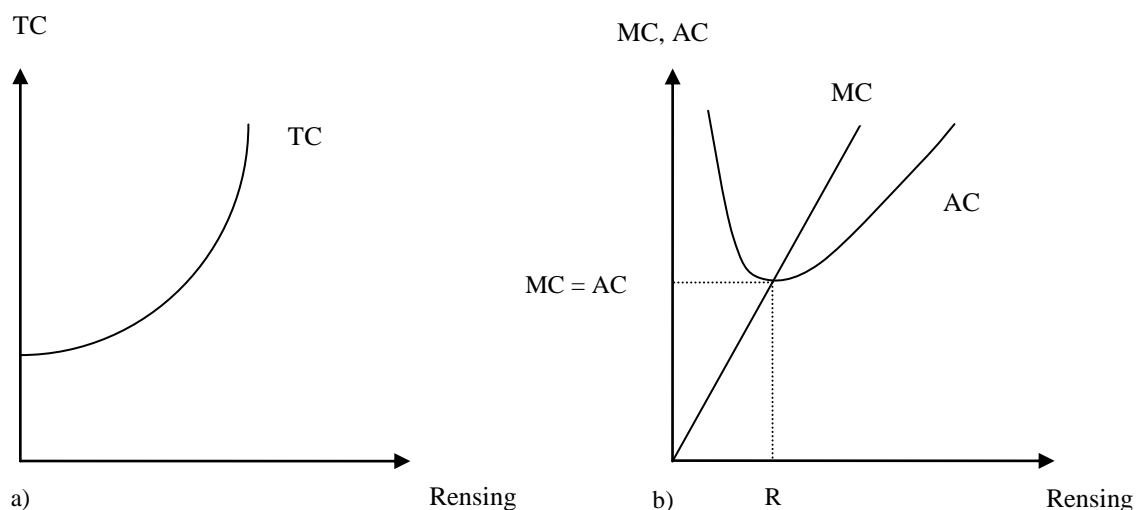
Hva så, om tiltaket har en annen kostnadsstruktur?

I kapittel 3 presenteres kostnadseffektivitetsprinsippet. Rensekostnadsfunksjonen som brukes der er kvadratisk med positive faste kostnader. I figur 6 presenteres en forenklet grafisk fremstilling av rensenkostnadsfunksjonen brukt i kapittel 3, med tilhørende gjennomsnittskostnader og marginalkostnader. Totalkostnadene er konvekse med positive faste kostnader¹⁹.

Benevnningen på aksene i figur 6 er tilsvarende som figur 5. I a) er de totale kostnadene (TC) illustrert, de er ikke lineære og mer enn proporsjonalt stigende i rensset mengde. I b) er kurvene for marginalkostnad (MC) og gjennomsnittskostnad (AC) illustrert.

Marginalkostnadskurven skjærer gjennomsnittskostnadskurven i dens bunnpunkt. I dette punktet, for rensing lik R , er de to kostnadene like. Ved rensing mindre enn R vil gjennomsnittskostnaden være høyere enn marginalkostnaden, og ved rensing over R vil gjennomsnittskostnaden være lavere enn marginalkostnaden. For en kostnadsstruktur som vist i figur 6, vil det kun være ved rensing lik R at marginalkostnaden og gjennomsnittskostnaden er lik.

Figur 6. Kvadratiske kostnader.



¹⁹ Kostnadsfunksjonen i kapittel 3 har formen $C_i = \alpha_i - \beta_i M_i + \delta_i M_i^2$, der kostnadene er en funksjon av utslipp M_i . Vi antar at parameterne $\beta_i = 0$ og $\delta_i = 1$. Dette gir totalkostnader som en konveks funksjon av rensset mengde, der α er de faste kostnadene og R er rensset mengde. Totalkostnadene er da: $TC = \alpha + R^2$.

I figur 4 i kapittel 4 er det satt sammen tiltak mot eutrofiering. Det er foreslått fem tiltak, og de er prioritert etter kostnadseffektivitet. For hvert tiltak brukes gjennomsnittskostnad pr. rensset enhet, og gjennomsnittskostnadene antas å være konstante. Dette gir et bilde av kostnadene ved tiltakene som en trapp, slik at tiltaket med lavest gjennomsnittskostnad utgjør det første trinnet, også videre.

For generelt å kunne vurdere tiltakskombinasjonen som kostnadseffektiv ut fra denne figuren, følger det at kostnadsstrukturen til enkelttiltakene må ha egenskaper som vist i figur 5. De totale kostnadene må være proporsjonale og stigende, og faste kostnader må være lik null, slik at gjennomsnittskostnaden er lik marginalkostnaden i hvert tiltak.

Hvis vi derimot antar at kostnadsstrukturen til enkelttiltakene mot eutrofiering er som vist i figur 6, vil det kun være for en gitt mengde rensing av et enkelttiltak at gjennomsnittskostnaden og marginalkostnaden er like. Denne er vist som rensset mengde R i figur 6. Størrelsen på R er ikke nødvendigvis lik for tiltakene. Hvis et tiltak blir brukt mindre enn det som for dette tiltaket tilsvarer nivået R , vil gjennomsnittskostnaden være høyere enn marginalkostnaden, og hvis tiltaket brukes mer enn R vil gjennomsnittskostnaden være lavere enn marginalkostnaden.

I en tilpasning der man bruker gjennomsnittskostnaden og ikke kjenner marginalkostnaden til tiltakene kan dette føre til at rensing ikke oppnås til minste mulige kostnad. I et tiltak som brukes til å rense mindre enn tiltakets R , vil man systematisk overestimere marginalkostnaden hvis gjennomsnittskostnaden brukes som estimat. Dette kan føre til at tiltaket brukes mindre enn det som hadde vært kostnadseffektivt.

Hvis et tiltak brukes for å rense mer enn tiltakets R vil marginalkostnaden systematisk bli underestimert. Dette kan føre til at tiltaket brukes mer enn det som hadde vært kostnadseffektivt.

Det følger av argumentasjonen over at hvis tiltakene mot eutrofiering som er valgt i figur 4 rangeres etter gjennomsnittskostnad, og kostnadsstrukturen er som vist i figur 6, vil rangeringen av tiltakene kunne endres. Bruk av gjennomsnittskostnad som estimat for marginalkostnaden innebærer at man gjør visse forutsetninger om tiltakenes kostnadsstruktur. Disse forutsetningene er beskrevet i 4 punkter under. Det skilles mellom lineære og ikke-lineære variable kostnader og faste kostnader som er positive eller lik null.

1. Hvis tiltakenes totale kostnader er proporsjonale og stigende og de faste kostnadene er lik null, er gjennomsnittskostnaden og marginalkostnaden like og konstante (se figur 5).
2. Hvis tiltakenes totale kostnader er proporsjonale og stigende og de faste kostnadene er positive, vil gjennomsnittskostnaden nærme seg marginalkostnaden desto mer tiltaket brukes.
3. Hvis tiltakenes totale kostnader er mer enn proporsjonalt stigende (konvekse) og de faste kostnadene er lik null, vil bruk av gjennomsnittskostnader underestimere marginalkostnaden. Differansen mellom de to kostnadsbegrepene vil være økende desto mer tiltaket brukes for å rense.
4. Hvis tiltakenes totale kostnader er mer enn proporsjonalt stigende (konvekse) og de faste kostnadene er positive, vil bruk av gjennomsnittskostnader kun gi et riktig estimat av marginalkostnaden for en bestemt mengde R som renses (se figur 6). Hvis tiltaket brukes for å rense mindre enn R , vil bruk av gjennomsnittskostnad overestimere marginalkostnaden. For rensing over R vil bruk av gjennomsnittskostnad underestimere marginalkostnaden.

Ved bruk av gjennomsnittskostnad som estimat på marginalkostnad kan det være oppklarende å vurdere de fire punktene over. For reelle tiltak vil ikke nødvendigvis forskjellen på lineære og ikke-lineære kostnader være så stor. Det kan være mange tilfeller der forutsetningen om linearitet ikke er for misvisende. Størrelsen på de faste kostnadene vil også være avgjørende for om de må tas hensyn til eller ikke. Disse vurderingene må tas stilling til for hvert enkelt tiltak.

5.1.2 Effekter

I Vanndirektivet er det overordnede målet gitt som *god tilstand* for alle vannforekomster. At en vannforekomst har *god tilstand* innebærer at den oppfyller en rekke kriterier innenfor miljøproblemområdene foreslått i direktivet. For hvert av miljøproblemområdene er det spesifisert hva *god tilstand* innebærer.

For vannforekomster som ikke tilfredsstiller direktivets tilstandskrav skal det utarbeides tiltak. Tiltakenes effekt bør måles for å kunne rangere tiltakene etter effekt og for å avgjøre i hvor stor grad bruken av tiltakene bidrar til å oppnå tilstandskravene innen de ulike miljøproblemene. For å kunne sammenligne effekten av tiltak direkte, må effektmålet være i samme enhet (Nyborg 2002).

I tiltaksprogrammet for Västerhavet brukes tre forskjellige mål for å beskrive tiltakenes bidrag til å nå tilstandskravet. Det ene er kvantitativt og de to andre er kvalitative.

5.1.3 Kvantitativt effektmål

Effektmålene som brukes er avhengig av type miljøproblem. For miljøproblemet eutrofiering er effekt målt i antall kilo reduserte utslipp av fosfor eller nitrogen. Effekten oppgis enten i totalt antall kilo eller i kilo pr. hektar. Dette målet gir en konkret beskrivelse av tiltakenes effekt, og gjør det enkelt å sammenligne effekten av alternative tiltak.

Sammenlikner man to tiltak for å redusere utslipp av fosfor, gir bruken av enheten kilo mening. Det er intuitivt opplagt hva forskjellen på to tiltak er hvis det ene reduserer totale utslipp av fosfor med en kilo pr. år, mens et annet tiltak reduserer totale utslipp med ti kilo pr. år. Hvis man derimot sammenligner et tiltak som reduserer utslipp av fosfor med et tiltak som reduserer utslipp av nitrogen, gir ikke bruk av kilo som måleenhet nødvendigvis mening²⁰. Det ville forutsette at en reduksjon i utslipp av en kilo fosfor og en kilo nitrogen bidrar like mye i forhold til å nå direktivets tilstandsmål.

5.1.4 De kvalitative effektmålene

Det er to kvalitative effektmål som brukes for å beskrive effekten av tiltak for de øvrige miljøproblemene sur nedbør, miljøgifter, fysiske hindringer og drikkevann i

²⁰ Denne sammenligningen er ikke gjort i tiltaksprogrammet for Västerhavet. Sammenligningen er inkludert for å problematisere bruk av kilo som effektmål.

tiltaksprogrammet for Västerhavet. Det ene effektmålet brukes for å beskrive effekten av *foreslåtte* tiltak, mens det andre effektmålet brukes for å beskrive effekten av *valgte* tiltak. De *foreslåtte* tiltakene er en liste over tiltak som kan brukes, mens listen med de *valgte* tiltakene også spesifiserer i hvor stor grad tiltakene skal brukes.

I tabell 2 i kapittel 4 beskrives effektene av *foreslåtte* tiltak. Effekten av de *foreslåtte* tiltakene beskrives som Hög, Neutral eller Osäker. Denne skalaen forklares ikke nærmere i tiltaksprogrammet. Hvordan innholdet i effektbeskrivelsene er vurdert er heller ikke gjort rede for.

Effektmålet for *valgte* tiltak er en ordinal skala med plusstegn og minustegn. For hvert miljøproblem i tiltaksprogrammet er det en tabell som inneholder en beskrivelse av *valgte* tiltaks kostnader og effekter. For miljøproblemet eutrofiering er den aktuelle tabellen inkludert som tabell 3 i kapittel 4. Effektbeskrivelsen av *valgte* tiltak deles i tabell 3 inn i ”Direkta nyttor”, og ”Indirekta kostnader och nyttor”²¹, der ”Indirekta kostnader och nyttor” er sideeffekten av tiltaket som ikke er verdsatt i penger. Denne inndelingen i direkte og indirekte gjelder også for tilsvarende tabeller for de øvrige miljøproblemene i tiltaksprogrammet.

Skalaen som brukes i tabell 3 for å beskrive de direkte og indirekte effektene, går fra tre minustegn, som beskriver en betydelig negativ effekt, til tre plusstegn, som beskriver en betydelig positiv effekt. Dette er en ordinal skala og den brukes til å rangere tiltakene innen et miljøproblem ut fra deres effekter. Skalaen rangerer tiltakene slik at det er mulig å bedømme om effekten av et tiltak er mer eller mindre betydelig. Skalaen forteller ikke noe om hvor mye, mer eller mindre, betydelig et tiltak er i forhold til et annet (for en omtale av ordinale skalaer, se Varian (2003).).

Den ordinale skalaen brukes for å beskrive de indirekte effektene av tiltak mot eutrofiering. De direkte effektene måles i total utslippsreduksjon fosfor pr. år i kilo. La oss anta to tiltak som kan brukes for å redusere utslipp av fosfor. Den direkte effekten av tiltakene gir samme antall kilo i utslippsreduksjon og de tiltaksspesifikke indirekte effektene vurderes som betydelig positive (+++). Begge tiltakene reduserer utslipp like mye, og den indirekte effekten vil være betydelig positiv (+++), uavhengig av hvilket tiltak man velger. Er det da mulig å si at tiltakene har samme effekt? Dette vil avhenge av om de indirekte effektene er like, og dette

²¹ Jeg vil i det følgende bruke direkte effekt og indirekte effekt når jeg omtaler inndelingen av tiltakenes effekter.

trenger de nødvendigvis ikke å være. At begge tiltakenes indirekte effekter vurderes som betydelig positive medfører ikke at de er like. Vi kan problematisere bruken av denne skalaen ytterligere. Hvis vi har tre tiltak som alle gir en utslippsreduksjon på en tredjedelskilo og hvert av tiltakene har en indirekte effekt som beskrives med et plusstegn, vil en summering av disse tiltakene være lik et av tiltakene over? En summering av de direkte og indirekte effektene av tiltakene vil da tilsvare effekten av et av tiltakene som reduserer utslipp med en kilo og har en betydelig positiv indirekte effekt. Ved bruk av en ordinal skala er en slik summering ikke en meningsfull øvelse.

For miljøproblemene sur nedbør, miljøgifter, fremmede arter, fysiske endringer og drikkevann, er det utarbeidet tabeller som sammenfatter kostnader og effekter av valgte tiltak. Dette er tabeller som er tilsvarende tabell 3 i kapittel 4. I disse tabellene brukes den ordinale skalaen for å beskrive direkte og indirekte effekter. Det prinsipielle problemet forbundet med bruk av skalaen vil være det samme som diskutert over.

Hvordan denne skalaen skal tolkes av leseren er ikke gjort rede for i tiltaksprogrammet. Hvis skalaen bare er beskrivende, kan en beslutningstaker vurdere informasjonen subjektivt og tolke plusstegn og minustegn som et varsel om at her må det innhentes mer informasjon.

For det kvantitative effektmålet, kilo, som brukes for å beskrive den direkte effekten av tiltak mot eutrofiering, kan tiltak for å redusere utslipp av fosfor rangeres etter effekt. Effektmålet kan brukes for å sammenligne effekten av tiltak når tiltak brukes for å redusere utslipp av det samme stoffet. Dette vil være mer problematisk hvis tiltak for å redusere utslipp av ulike stoffer sammenlignes.

Ved bruk av den ordinale skalaen for å beskrive tiltakenes effekter kan man danne seg en mening om rangeringen av effektene. Ved tolkning av en ordinal skala er det rimelig å anta at en effekt som beskrives med to plusstegn er bedre enn en effekt som beskrives med ett plusstegn. Det er i midlertidig ikke mulig å anta at en effekt som beskrives med to plusstegn er dobbelt så bra som en effekt som beskrives med ett plusstegn. Den ordinale skalaen inneholder ikke informasjon om avstanden mellom punktene (antall plusstegn eller minustegn) i skalaen.

Ved bruk av skalaen kan det være rimelig å anta at effektene av to tiltak som begge rangeres med to plusstegn kan vurderes som like betydningsfulle. Men det vil ikke være meningsfullt å

summere effekten av to tiltak som begge rangeres med ett plusstegn og vurdere disse som like betydningsfulle som et av tiltakenes effekter som vurderes med to plusstegn.

Hvis man skal kunne si *hvor mye* bedre effekten av et tiltak er enn et annet, må det brukes en kardinal skala. Med en kardinal skala er det meningsfullt å si noe om avstanden mellom ett og to plusstegn. For å kunne bruke en kardinal skala kreves det at det er enighet om hva som kan beskrives med ett plusstegn, hva som kan beskrives med to plusstegn og hvor mye bedre den ene effekten er enn den andre. Det vil si at effektene må være sammenlignbare, og brukerne av skalaen må være enige om hva som er avstanden mellom eksempelvis ett og to plusstegn. For den kvalitative skalaen som brukes for å rangere tiltakenes effekter er det neppe rimelig å anta at det er klart for brukerne hvor stor betydning hver effekt er gitt i skalaen relativt til andre effekter.

5.2 Kostnadseffektivitetsanalysens formål

Ved sammenfatningen av kostnadseffektivitetsanalysen kan analysen presenteres på to alternative måter. Den ene er en liste med tiltak som skal inngå i tiltaksprogrammet, som er rangert etter prinsippet om kostnadseffektivitet. Den andre er en presentasjon av tiltakenes kostnader og effekter og i tillegg relevant informasjon som det ikke er hensiktsmessig å verdsette eller måle. Hva som er mest hensiktsmessig av disse to alternativene ved praktisk gjennomføring av en analyse vil måtte tilpasses omstendighetene. Det avgjørende for hvilket alternativ som velges er hvilket bidrag den vil ha til å fatte de beste beslutningene.

5.2.1 En streng rangering av tiltak

I følge Perman et al. (2003) er formålet til kostnadseffektivitetsanalyser å finne de tiltak som oppnår et gitt mål til lavest mulig kostnad. Det er mulig å tolke metoden dit hen at analysens formål er kun å presentere en liste av tiltakene rangert etter prinsippet om kostnadseffektivitet. At en slik liste av tiltak faktisk er kostnadseffektiv avhenger av at metodens forutsetninger er oppfylt. Tiltakenes marginale kostnader må kunne estimeres og tiltakenes effekter må kunne måles i samme måleenhet.

Hvis denne informasjonen er tilgjengelig, vil en liste med tiltak prioritert etter prinsippet om kostnadseffektivitet kunne sies å være kostnadsminimerende. Hvis forutsetningene ikke er oppfylt vil ikke den prioriterte listen nødvendigvis være kostnadsminimerende.

Rimeligheten for at forutsetningene er oppfylt for Vanddirektivet generelt og det svenske tiltaksprogrammet spesielt, er diskutert over (jfr. omtale i kap. 5.1). I tillegg til forutsetningenes begrensninger kan en slik tolkning av kostnadseffektivitetsanalyse utelukke relevant informasjon som ikke kan verdsettes eller måles.

Som beslutningsgrunnlag vil denne tolkningen av kostnadseffektivitetsanalyse samle den reelle beslutningen hos analytikeren som utarbeider analysen. Hvis forutsetningene er oppfylt, er dette ukontroversielt. Hvis derimot forutsetningene ikke er oppfylt og ikke- målbar informasjon er utelatt, vil rangeringen av tiltakene i praksis være etter analytikers skjønn og ikke ifølge en etterprøvbar metode. Det forutsetter at en beslutningstaker er enig med analytikerens bruk av skjønn for at en slik rangering skal være til hjelp i en beslutningsprosess.

5.2.2 Best mulig informasjon om tiltakene

Et alternativt formål ved kostnadseffektivitetsanalyse kan være å innhente og presentere informasjon om tiltakenes kostnader og effekter som gir beslutningstaker den beste forståelsen av alternative tiltak. Denne tolkningen av formålet til kostnadseffektivitetsanalyse ligger nært opptil hva Finansdepartementet (2005) definerer som formålet for samfunnsøkonomiske analyser (jfr. kap. 3). Rammen for hvordan analysen skal gjennomføres er med denne tilnærmingen mer åpen. Informasjon om tiltakenes kostnader og effekter må inkluderes sammen med relevant informasjon som det ikke er hensiktsmessig å verdsette eller måle. Ved bruk av denne fremgangsmåten vil det ikke nødvendigvis kunne presenteres noen endelig rangering av tiltak. Hvilke tiltak som skal tas i bruk og i hvilket omfang vil avgjøres av beslutningstakerne, på bakgrunn av den presenterte informasjonen. Begrensinger ved denne fremgangsmåten er knyttet til hva som er relevant informasjon, hvor mye informasjon som skal inkluderes og hvordan informasjonen kan legges frem på en enkel og forståelig måte.

I tiltaksprogrammet ”Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 - 2015”, har man brukt begge alternativene, en streng rangering og best mulig informasjon. For tiltak mot eutrofiering har man valgt en rangering etter prinsippet om kostnadseffektivitet. For de øvrige miljøproblemene er det ikke foretatt noen rangering av tiltak. Tiltakenes estimerte kostnader er presentert sammen med effektene som måles med en kvalitativ skala.

Sammendraget i tiltaksprogrammet for Västerhavet presenterer hvilke tiltak som vurderes som hensiktsmessig å inkludere i tiltaksprogrammet. En skriftlig beskrivelse av tiltakenes bidrag til å nå Vanndirektivets mål er også inkludert. I beskrivelsen konkluderes det med at innen samtlige av miljøproblemområdene vil tiltaksprogrammet forbedre miljøtilstanden.

I tillegg til den skriftlige vurderingen av tiltaksprogrammet, oppsummeres tiltakenes kostnader og effekter i tabell 48 (Vattenmyndigheten 2010 s. 194- 196). Utdrag av denne tabellen er presentert i kapittel 4, som tabell 2.

I tabellen summeres tiltakenes kostnader og effekter. I tiltaksprogrammet for Västerhavet er det i sammendraget lagt ved følgende kommentar til tabell 48 (Vattenmyndigheten 2010 s. 194- 196).

I tabell 48 framgår att den totala kostnaden för åtgärdsprogrammet har skattats till ca 700 - 950 Mkr/år. Kostnaden skall vägas mot den kvalitativa skattningen av nyttorna som visar på en stark övervikt av positiva nyttor (45 + mot 16 -).

(Vattenmyndigheten 2010 s. 96)

Oppsummeringen er ment å kunne sammenlignes med en tilsvarende oppsummering av basisalternativet. For basisalternativet har det ifølge tiltaksprogrammet for Västerhavet ikke vært mulig å verdsette kostnader eller måle effekter (Vattenmyndigheten 2010).

Hvordan tiltaksprogrammet er oppsummert her er et godt eksempel på de utfordringer en møter ved å bruke en enkel skala for å måle effekter som ikke nødvendigvis er sammenlignbare.

I tabell 4 som oppsummerer tiltak mot eutrofiering, og de tilsvarende tabellene for de øvrige miljøproblemene, brukes en ordinal skala for å beskrive de direkte og indirekte effektene av tiltakene. Oppsummeringen som presenteres i tabell 48 (Vattenmyndigheten 2010 s. 194- 196) i det svenske tiltaksprogrammet er en summering av plusstegnene og minustegnene fra disse tabellene. En summering av en ordinal skala, slik det gjøres her, har begrenset verdi som informasjon til beslutningstaker. Det følger av Arrows umulighetsteorem at det ikke finnes noen ”nøytral” måte å aggregere en ordinal skala på (Nyborg 2002).

Den ordinale skalaen går fra tre minustegn til tre plusstegn. Hvis man endrer på denne skalaen ved å multiplisere skalaen med ti, endrer den i prinsippet ikke karakter. Resultatet av

oppsummeringen derimot, endres betydelig. Kostnadene vil nå måtte sammenlignes med 450 plusstegn og 160 minustegn. En endring av skalaen som er vist her er et problem når man sammenligner de kvalitative effektmålene med kostnadene.

Et annet problem oppstår dersom man sammenligner det aggregerte antallet plusstegn og minustegn, for å avgjøre om tiltaksprogrammet er ønskelig å gjennomføre eller ikke.

Dette antallet kan endres ved å multiplisere et nivå på skalaen uten å endre prinsippet for skalaen. Hvis vi multipliserer nivåene som karakteriseres med minustegn med ti, endrer vi ikke prinsippet for den ordinale skalaen. Det aggregerte resultatet vil da ha betydelig overvekt av minustegn, som lett kan tolkes som at tiltaksprogrammet har en negativ effekt.

Oppsummeringen i tiltaksprogrammet for Västerhavet viser utfordringen ved å bruke en enkel skala for å beskrive effektene, når effektene ikke nødvendigvis er sammenlignbare. Å aggregere tiltakenes effekter på tvers av miljøproblemområder er ikke nødvendigvis mulig. Effektene av tiltakene kan være så forskjellige i karakter at en aggregering av effektmålene vil være lite hensiktsmessig uavhengig av skala, eller måleenhet.

Ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse er man avhengig av å kunne måle i hvilken grad det eksogent gitte målet blir oppfylt av alternative tiltak. Hvis hovedmålet ikke er målbart, kan man som i direktivet definere delmål for å vurdere i hvilken grad hovedmålet blir oppnådd. Når disse delmålene er så forskjellig i karakter at de ikke kan sammenlignes, er det ikke gitt at bruk av kostnadseffektivitetsanalyse er den mest egnede analysemetoden.

Hvis dette er tilfelle, hvilke alternativ har man for å vurdere prosjekt med vidt forskjellige effekter? En mulighet er å bruke nytte- kostnadsanalyse.

Nytte- kostnadsanalyse er en egnet metode å bruke der det er vanskelig å finne et felles effektmål av tiltakene. I nytte- kostnadsanalysen skal alt måles i kroner og øre. Ved å innhente informasjon om hva konsumentene subjektivt oppgir som sin betalingsvillighet er det mulig å sammenligne effekter, selv om effektene som sådan er oppgitt i ulike enheter eller er vanskelig å kvantifisere. Dette gjør det mulig å sammenligne pengeverdien av tiltakenes kostnader og effekter.

Hvis den summerte pengeverdien av et tiltaks kostnader og effekter er positiv, vurderes tiltaket som samfunnsøkonomisk lønnsomme. Hvis vi antar at velferdsvektene til alle berørte

individer av tiltaket er like (jfr. kap. 3), er det mulig å vurdere tiltakene som velferdsforbedrende.

Denne metoden er i midlertidig kontroversiell nettopp fordi både kostnader og effekter verdsettes i penger, og som følge av de nødvendige forutsetningene som må tas for å kunne vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak som velferdsforbedrende. At man i Vanndirektivet foreslår å bruke kostnadseffektivitetsanalyse er antagelig for å unngå å måle effekten av tiltakene i penger. Ved kostnadseffektivitetsanalyse er det heller ikke nødvendig å ta stilling til om tiltakene er velferdsforbedrende eller ikke, da formålet med direktivet er klart definert og skal innfris innen en gitt tidsfrist.

Ved presentasjon av resultater er analytikeren nødt til å finne balansen mellom oversikt og detaljer som ivaretar beslutningstakers behov for nøytral informasjon for å fatte egne beslutninger. Ut fra formålet til kostnadseffektivitetsanalysen kan resultatene presenteres på to ulike måter. Der den ene er en streng rangering av tiltak etter prinsippet om kostnadseffektivitet og den andre har som formål å presenteres best mulig informasjon om tiltakenes kostnader og effekter. Begge har sine fordeler og ulemper.

Ut fra kompleksiteten i direktivets hovedmål, begrensningene ved å sammenligne tiltakenes effekt innen delmålene, og usikre kostnadsestimater er det ikke gitt at en streng rangering av tiltakene etter prinsippet om kostnadseffektivitet er det mest hensiktsmessige. For å kunne gi en best mulig fremstilling av kostnadseffektivitetsanalysen kan det i Vanndirektivet være hensiktsmessig å presentere resultatene på en måte som gir en beslutningstaker best mulig grunnlag for selv å velge de tiltak som er best egnet for å oppnå direktivets mål.

6 Oppsummering og konklusjon

I denne oppgaven har jeg sett på utfordringer ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse og prinsippet om kostnadseffektivitet som metode ved gjennomføring av EUs Vanndirektiv.

Vanndirektivets hovedmål er å oppnå *god tilstand* i alle vannforekomster innen femten år etter ikrafttredeisen.

For å nå direktivets mål skal det utarbeides et kostnadseffektivt tiltaksprogram. I oppgaven diskuteres utfordringer ved å sette sammen tiltaksprogrammet etter prinsippet om kostnadseffektivitet: Hvilke forutsetninger som må være oppfylt for å kunne rangere tiltak etter prinsippet om kostnadseffektivitet, og hvorfor tiltakenes effekter bør kunne måles i samme måleenhet for å kunne sammenlignes direkte.

Diskusjonen påpeker at en i prinsippet må kjenne enkelttiltakenes grensekostnader for å kunne sette sammen en kostnadseffektiv tiltaksplan. Ofte oppgis imidlertid kun tiltakenes total- eller gjennomsnittskostnad. I oppgaven peker jeg på de begrensinger en må være oppmerksom på dersom en bruker gjennomsnittskostnad som estimat for tiltakenes marginalkostnader.

Kostnadseffektivitetsanalyse krever at effektene av tiltak kan måles i samme måleenhet for å foreta en direkte sammenligning av deres bidrag til å nå direktivets mål. For Vanndirektivet er målet sammensatt og det er derfor ikke hensiktsmessig å måle effektene i samme enhet. Diskusjonen avsluttes med å vurdere ulike formål ved gjennomføring og oppsummering av kostnadseffektivitetsanalyse.

Ved utarbeidelse av en tiltaksplan for å oppfylle Vanndirektivets mål vil det derfor ikke i praksis være mulig å rangere enkelttiltak entydig kun ved hjelp av kostnadseffektivitetsanalyse. Dette skyldes først og fremst at målsettingen består av flere delmål som ikke uten videre kan sammenlignes.

En må derfor velge en egnet metode for å kunne sammenligne effekter, dette kan være skjønnsmessig vurdering eller bruk av nytte- kostnadsanalyse der alle effektene måles i kroner og øre. Hvis det ikke er hensiktsmessig å bruke slike metoder bør man avstå fra en entydig rangering av tiltak.

Litteraturliste

Baumol W. J., Oates W. E. (1975). The Theory of Environmental Policy. Prentice-Hall, New Jersey.

European Union (2003). Guidance Document No 1 Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities. Tilgjengelig fra: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title. Lastet ned 21/01-2010

European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Oversettelse ved Utenriksdepartementet. Tilgjengelig fra: http://www.regjeringen.no/nb/dep/ud/dok/rapporter_planer/rapporter/vedlegg_utrykte/yrkeskv_alifikasjoner.html?id=519349. Lastet ned 23/02-2010

Finansdepartementet (2005): ”Veileder i samfunnsøkonomiske analyser”. Tilgjengelig fra: http://www.regjeringen.no/upload/kilde/fin/reg/2005/0029/ddd/pdfv/266324-veileder_i_samfunnsok_analyse_trykket.pdf. Lastet ned 6/10- 2009

Griffin R. C. (2006). Water Resource Economics. The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects. MIT Press, Cambridge.

Hagen K. P. (2000). Økonomisk politikk og samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Cappelen, Oslo.

Johansson P.O. (1993). Cost-benefit analysis of environmental change. Cambridge University Press, Cambridge.

Miljøverndepartementet (2006). FOR 2006-12-15 nr 1446: Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Tilgjengelig fra: <http://www.lovdata.no/for/sf/md/xd-20061215-1446.html>. Lastet ned 11/02- 2010.

Nyborg K. (2002). Miljø og nytte- kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger. Rapport 5/2002, Frischsenteret.

OECD (1995). ENVIRONMENTAL PRINCIPLES AND CONCEPTS. Paris. Tilgjengelig fra <http://www.oecd.org/dataoecd/18/18/39918312.pdf> . Lastet ned 13/04-2010

Perman R., Ma Y., McGilvray J., Common M. (2003). Natural Resources and Environmental Economics, forth edition. Pearson, Harlow.

Tietenberg T. (2006). Environmental & Natural Resource Economics, seventh edition. Pearson, Boston.

Varian H. R. (2003). Intermediate Microeconomics. A modern approach. Sixth edition. Norton, New York.

Vattenmyndigheten i Västerhavets vattendistrikt vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län, januari 2010. "Åtgärdsprogram för Västerhavets vattendistrikt 2009 – 2015". Tilgjengelig fra <http://www.vattenmyndigheterna.se/vattenmyndigheten/amnen/Vasterhavet/>

Lastet ned 25/1-2010.